Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

L'effet de l'eau d'exhaure du charbon et de l'utilisation du charbon sur la qualité de l'eau de la rivière East Poplar, en Saskatchewan : une étude documentaire

K.D. Collerson[1], D.J. Gregor[2], D. McNaughton[3] et A.S. Baweja[4]

[1]Earth Sciences Board
University of California
Santa Cruz, California 95064

[2]Direction de la qualité des eaux
Direction générale des eaux intérieures
Regina (Saskatchewan) S4P 3R4

[3]Protection de l'environnement
Région de l'Ouest et du Nord
Edmonton (Alberta) T6B 2X3

[4]Direction de la qualité des eaux
Direction générale des eaux intérieures
Ottawa (Ontario) K1A 0H3

ÉTUDE N° 177, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
RÉGION DE L'OUEST ET DU NORD
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
REGINA (SASKATCHEWAN) 1991

(Available in English on request)

91-03727/

Imprimé sur de papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/177F
ISBN 0-662-96639-2

Table des matières

	Page
PERSPECTIVE GESTIONNELLE	vi
RÉSUMÉ	vii
ABSTRACT	vii
UNITÉS DE RADIOACTIVITÉ	viii
INTRODUCTION	1
CONTEXTE GÉOGRAPHIQUE	1
Emplacement et tracé du réseau hydrographique	1
Topographie	1
Types de sol	4
Climat	4
CONTEXTE GÉOLOGIQUE	4
Le bassin Williston	4
Géologie de la région de Coronach	5
ACTIVITÉS MINIÈRES ET EAUX D'EXHAURE	8
HYDROGÉOLOGIE DU BASSIN SUPÉRIEUR DE LA RIVIÈRE POPLAR	9
HYDROGÉOCHIMIE DE L'EAU DE SURFACE ET DE L'EAU SOUTERRAINE DU BASSIN SUPÉRIEUR DE LA RIVIÈRE POPLAR	9
Eaux de surface	10
Eau souterraine	10
Étape 1 : Alimentation de la nappe phréatique	12
Étape 2 : Déplacement de l'eau dans l'aquifère	14
GÉOCHIMIE DES ÉLÉMENTS TRACES DU CHARBON	15
L'uranium contenu dans le charbon	16
GÉOCHIMIE DE L'URANIUM DE L'EAU SOUTERRAINE	19
COMPORTEMENT ET RADIOCHIMIE DES RADIONUCLÉIDES DU CHARBON ET DE L'EAU SOUTERRAINE	21
IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES CONTAMINANTS DÉRIVÉS DU CHARBON SUR LES EAUX DE LA VALLÉE DE LA RIVIÈRE POPLAR	25
Utilisation de l'eau dans la vallée de la rivière Poplar	25
Ressources biologiques de la vallée de la rivière Poplar	25
Effets environnementaux des éléments traces et des radionucléides dérivés du charbon	25
COMPORTEMENT DE L'URANIUM ET DU THORIUM DANS L'ENVIRONNEMENT	29
Comportement de l'uranium	29
Comportement du thorium	30

Table des matières (suite)

Page

BIOACCUMULATION DES RADIONUCLÉIDES 30

CONCLUSIONS 31
Lacunes à combler 31
Besoins immédiats sur le plan de l'information et de la recherche 32

REMERCIEMENTS 32

RÉFÉRENCES 32

ANNEXE Propriétés physiques, chimiques et biotiques des éléments traces 37

Note : L'annexe est tirée de Van Voris et ses collaborateurs et n'a donc pas été traduite.

Tableaux

1. Couches aquifères généralisées du bassin supérieur de la rivière Poplar, en Saskatchewan et au Montana 9
2. Caractéristiques hydrologiques estimées des couches aquifères généralisées du bassin supérieur de la rivière Poplar, en Saskatchewan et au Montana 11
3. Variation saisonnière de certains paramètres de qualité des eaux pour la rivière East Poplar à la frontière internationale, et pour le puits de drainage numéro 1 des eaux d'exhaure 11
4. Résumé des analyses chimiques de l'eau souterraine des aquifères de lignite peu profonds aux cinq stations d'étude du Dakota du Nord 13
5. Représentation chimique des principaux processus observés au cours de l'évolution chimique du sol et de l'eau souterraine dans les dépôts peu profonds du Tertiaire et du Crétacé du Dakota du Nord occidental 15
6. Teneurs moyennes en éléments traces de charbons provenant de diverses régions des É.-U. 16
7. Intervalle des éléments traces des charbons des É.-U. 17
8. Comparaison de la composition moyenne du charbon de la région de la rivière Poplar et du charbon provenant d'autres endroits au Canada, et concentration moyenne des éléments dans la croûte terrestre 18
9. Analyses de certains éléments traces du charbon de Shaunavon 20
10. Teneurs en uranium de divers types d'eaux naturelles 20
11. Concentrations et activités de ^{238}U, ^{232}th et ^{40}K dans les charbons du Canada 24
12. Teneurs en radionucléides du charbon de la rivière Poplar et d'autres localités avec des données comparatives tirées de Beck (1980) 26

Tableaux (suite)

Page

13. Mobilité relative de certains métaux 26
14. Rapports de concentration des éléments traces en fonction de rations comestibles 27
15. Éléments traces (oligo-éléments) essentiels aux plantes et aux animaux 28
16. Toxicité possible des éléments traces rejetés par les centrales électriques alimentées au charbon 29

Illustrations

Figure 1. Emplacement et tracé du réseau hydrographique du bassin de la rivière Poplar 2
Figure 2. Sous-bassins à l'intérieur du bassin de la rivière Poplar 3
Figure 3. Emplacement du bassin Williston 4
Figure 4. Limites du bassin houiller du Paléocène à l'intérieur du bassin Williston 5
Figure 5. Stratigraphie du bassin Williston 6
Figure 6. Carte géologique du bassin supérieur de la rivière Poplar 7
Figure 7. Corrélations stratigraphiques entre les différentes unités du Tertiaire et du Quaternaire 8
Figure 8. Écoulement de l'eau souterraine 10
Figure 9. Variations dans la concentration de certains éléments de différents aquifères du bassin de la rivière Poplar 12
Figure 10. Types de processus chimiques et mécanismes du déplacement des sels dans des unités carbonifères semblables à celles du bassin de la rivière Poplar 14
Figure 11. Chaînes de désintégration de l'U-238, de l'U-235 et du Th-232. 22
Figure 12. Variation dans la concentration des radionucléides par catégorie de charbon pour les charbons des États-Unis 23
Figure 13. Variation dans la concentration des radionucléides par catégorie de charbon pour les charbons du Canada 23

Note : Les figures sont tirées, avec autorisation, de publications anglaises. Cette autorisation n'inclut pas la traduction en français.

Perspective gestionnelle

Le bassin de la rivière Poplar, dans le centre-sud de la Saskatchewan, est à cheval sur la frontière internationale Canada–États-Unis et repose sur des couches de lignite riches et exploitables. On a constaté que l'eau souterraine du bassin renfermait des radionucléides d'origine naturelle, tout comme le lignite. Règle générale, l'exploitation minière risque d'entraîner le rejet de radionucléides et de métaux dans les écosystèmes aquatiques et terrestres par l'entremise de l'eau d'exhaure de la mine, du lessivage du charbon stocké, du suintement provenant des bassins de décantation des cendres, et des émissions des cheminées.

La rivière East Poplar, qui coule au sud du réservoir Cookson vers les États-Unis, est le réceptacle ultime de toutes les eaux de sortie du réservoir et présente donc un intérêt international. Les eaux de la région faisant l'objet d'une exploitation minière active, incluant le réservoir Cookson, peuvent parfois recevoir, outre la venue d'eaux d'exhaure de la mine, le suintement des bassins de décantation des cendres. Ces bassins sont exploités depuis cinq ans, mais aucune étude n'a été faite de la contamination causée par leur suintement. Les déversements sur le terrain constituent une autre source possible de radionucléides et de métaux. Les eaux d'amont du ruisseau Girard et du réservoir Cookson reçoivent les eaux d'exhaure, les eaux de ruissellement locales, les eaux souterraines et les eaux des précipitations.

Le présent rapport est à la fois un sommaire et une évaluation de la documentation sur le sujet, et situe dans leur contexte les risques possibles pour l'environnement et la santé humaine associés aux radionucléides et aux métaux rejetés lors des opérations minières. De l'avis de la Direction de la qualité des eaux et du Centre national de recherche en hydrologie, les teneurs en radionucléides et en métaux des eaux réceptrices sont suffisamment basses pour ne pas constituer un danger immédiat pour l'environnement ou les humains. Le rapport démontre toutefois que l'on doit effectuer des recherches pour trouver les réponses à de nombreuses questions, et que des lacunes doivent être comblées sur le plan des données.

Wm. D. Gummer
Chef
Direction de la qualité des eaux
Région de l'Ouest et du Nord
Regina (Saskatchewan)

Résumé

Les auteurs ont effectué une étude bibliographique du comportement dans l'environnement et des propriétés radiochimiques de l'uranium, du thorium et de leurs descendants radioactifs, principalement les membres de la chaîne de désintégration de l'uranium 238 et l'hélium 4 se trouvant dans la lignite et les eaux souterraines du bassin de la rivière Poplar. Les caractéristiques chimiques des éléments en traces présents dans les eaux souterraines, la lignite et les cendres sont également passées en revue. Les auteurs se sont intéressés de façon particulière aux éléments en traces qui sont potentiellement toxiques dans l'environnement, comme le bore, le béryllium, le fer, le sélénium, l'arsenic, le cadmium, le thorium et l'uranium. L'évolution chimique des eaux souterraines, plus particulièrement des eaux d'égouttage libérées durant le procédé d'extraction, est examinée dans le contexte des caractéristiques géologiques et hydrologiques du bassin. Les études sont analysées en fonction de leur pertinence pour l'activité d'extraction du charbon et la qualité de l'eau du bassin de la Poplar. Une évaluation est présentée de la biodisponibilité, de la toxicité et des répercussions écologiques potentielles de ces éléments dans la rivière East Poplar et le ruisseau Girard. Comme les deux cours d'eau se déversent dans le réservoir Cookson, la qualité de l'eau à la sortie du réservoir dans les rivières Poplar et Missouri est également examinée. Les auteurs, à partir de cette étude, font ressortir un certain nombre de lacunes dans l'information disponible et indiquent des domaines où des recherches sont requises.

Abstract

This report is a literature review of the environmental behaviour and radiochemistry of uranium and thorium, and their radionuclide decay products, principally members of the U-238 decay series and He-4, in lignite and ground water from the Poplar River basin. A review of the trace element chemistry of ground water, lignite, and ash waste is also given. Emphasis is placed on trace elements that are potentially toxic in the environment, such as B, Be, F, Se, As, Cd, Th, and U. The chemical evolution of ground waters, especially dewatering ground water liberated during the mining process, is discussed in the context of the geological setting and hydrology of the basin. These studies are reviewed in relation to their relevance to coal mining activity and water quality in the Poplar River basin. An assessment is made of the bioavailability, toxicity, and potential ecological impacts of these contaminants in the East Poplar River and Girard Creek. As both of these streams flow into the Cookson Reservoir, the quality of water flowing from this reservoir into the Poplar and Missouri rivers is also considered. From this review, a number of information gaps and research needs are identified.

Unités de radioactivité

On a utilisé tout au long du présent rapport les unités de mesures du système international. Voici la définition des unités de base du système SI utilisées pour les mesures de radioactivité.

Becquerel (Bq) : Unité de mesure de la radioactivité correspondant à une désintégration (transformation) par seconde (dps).

Gray (Gy) : Unité de mesure de l'efficacité biologique de la dose de rayonnement, qui représente l'absorption d'un joule d'énergie par kilogramme de tissu.

Sievert (Sv) : Unité d'équivalent de dose de rayonnement; c'est le produit de la dose absorbée et d'un facteur de qualité (Q) dont la valeur dépend de la nature du rayonnement. Par exemple, Q est égal à 1 dans le cas des particules bêta et des rayons gamma; par contre, il est de 20 dans le cas des particules alpha (U.S. EPA, 1981). N représente tout autre facteur de modification; on lui attribue ordinairement une valeur unitaire.

UNITÉS ÉQUIVALENTES

1 curie (Ci) équivaut à $3,7 \times 10^{10}$ dps ou Bq

1 rad équivaut à 100 ergs/g, soit 0,01 Gy

1 rem équivaut à 100 ergs/g $\times$ Q $\times$ N, soit 0,01 Sv

L'effet de l'eau d'exhaure du charbon et de l'utilisation du charbon sur la qualité de l'eau de la rivière East Poplar, en Saskatchewan : une étude documentaire

K.D. Collerson, D.J. Gregor, D. McNaughton et A.S. Baweja

INTRODUCTION

De grandes quantités d'eau souterraine sont rejetées au cours de l'exploitation du lignite* du bassin de la rivière Poplar, dans le centre-sud de la Saskatchewan, et des préoccupations ont été soulevées quant à l'impact de cette eau souterraine sur la qualité de l'eau de surface dans la région et en aval de la rivière, aux États-Unis. Le présent rapport examine certains aspects de la chimie, de la biodisponibilité, de la toxicité et des répercussions écologiques possibles des contaminants solubles ou particulaires dérivés des filons houillers uranifères et transportés par les eaux souterraines d'exhaure. D'après cet examen, il manque de nombreuses informations sur la chimie des radioéléments et des éléments traces que l'on trouve dans l'eau et les organismes du bassin de la rivière Poplar.

CONTEXTE GÉOGRAPHIQUE

Emplacement et tracé du réseau hydrographique

Le bassin de la rivière Poplar est situé dans le centre-sud de la Saskatchewan et le nord-est du Montana (figure 1). Il se divise en trois sous-bassins : East Poplar, Poplar et West Poplar (figure 2). (Aux États-Unis, ils sont dénommés East Fork, Middle Fork et West Fork. Dans le présent rapport, on ne retrouvera que les désignations canadiennes.) Le bassin de la rivière Poplar a une superficie totale de 8620 km^2, dont 3150 km^2 sont situés en Saskatchewan. Dans le Montana, une grande portion du bassin (environ 2230 km^2) se trouve dans la réserve indienne de Fort Peck (figure 1).

Bien que la plus grande partie de la vallée de la rivière Poplar varie, en largeur, de quelque 3 à 6 km, les tributaires que l'on trouve à l'intérieur du bassin sont nettement plus étroits. En Saskatchewan, la rivière East Poplar et le ruisseau Girard se jettent dans le réservoir Cookson. La rivière Poplar et ses tributaires sont des cours d'eau étroits de prairie, peu profonds et de pente faible, et coulent en direction sud-sud-est. La rivière Poplar est un important tributaire de la rivière Missouri, dans laquelle elle se jette près de la ville de Poplar, au Montana.

Le ruisseau Girard revêt une importance considérable sur le plan de l'hydrologie du bassin de la rivière Poplar, étant donné qu'il traverse la région de Coronach où le lignite est exploité à ciel ouvert pour la Saskatchewan Power Corporation. Pendant les opérations d'exploitation, de grandes quantités d'eaux souterraines d'exhaure pénètrent dans le ruisseau Girard et finissent par se jeter dans le réservoir Cookson situé sur la rivière East Poplar, à environ 5 km au nord de la frontière Canada-États-Unis. Le réservoir Cookson, d'une capacité de 41 166 dam^3, a été construit par la Saskatchewan Power Corporation et fournit l'eau de refroidissement nécessaire à la centrale électrique de la rivière Poplar (International Poplar River Water Quality Study, 1979a).

Le lac Fife, un bassin à l'intérieur de celui de la rivière Poplar en Saskatchewan, n'alimente pas le réseau de la rivière Poplar les années où le ruissellement superficiel est normal. Toutefois, le trop-plein du lac Fife se déverse dans la rivière Poplar environ tous les 10 ans (Commission mixte internationale, 1981).

Topographie

Le bassin de la rivière Poplar présente une topographie légèrement ondulée, et son relief est peu marqué. On y trouve plusieurs types de terrain : *a)* des bas-plateaux ondulés et étendus, par exemple, les collines Cypress, le mont Wood, les plateaux Flaxville et le côteau Missouri, qui reposent sur du sable, du limon, de l'argile, du grès, du microgrès et du lignite; *b)* des vallées fluviatiles et leurs bas-plateaux adjacents couverts de dépôts glaciaires ou fluvio-glaciaires; *c)* des terrasses de gravier; *d)* des alluvions de vallées fluviatiles; et

* Le lignite est un charbon de formation relativement récente, de catégorie intermédiaire entre la tourbe et le charbon subbitumineux. Dans le présent rapport, lignite et charbon ont parfois été utilisés comme synonymes.

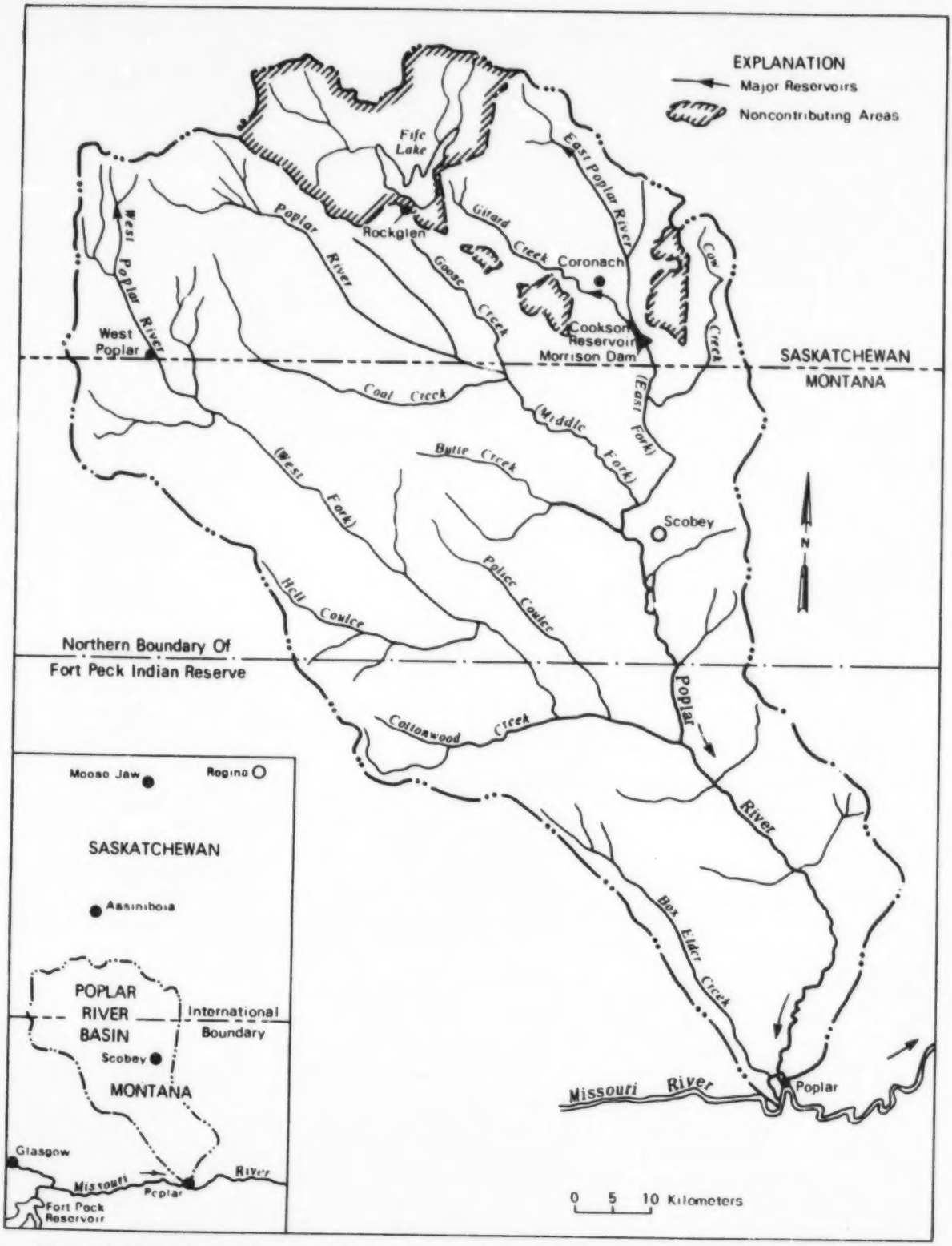

Figure 1. Emplacement et tracé du réseau hydrographique du bassin de la rivière Poplar. (Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979a, figure 1.1.)

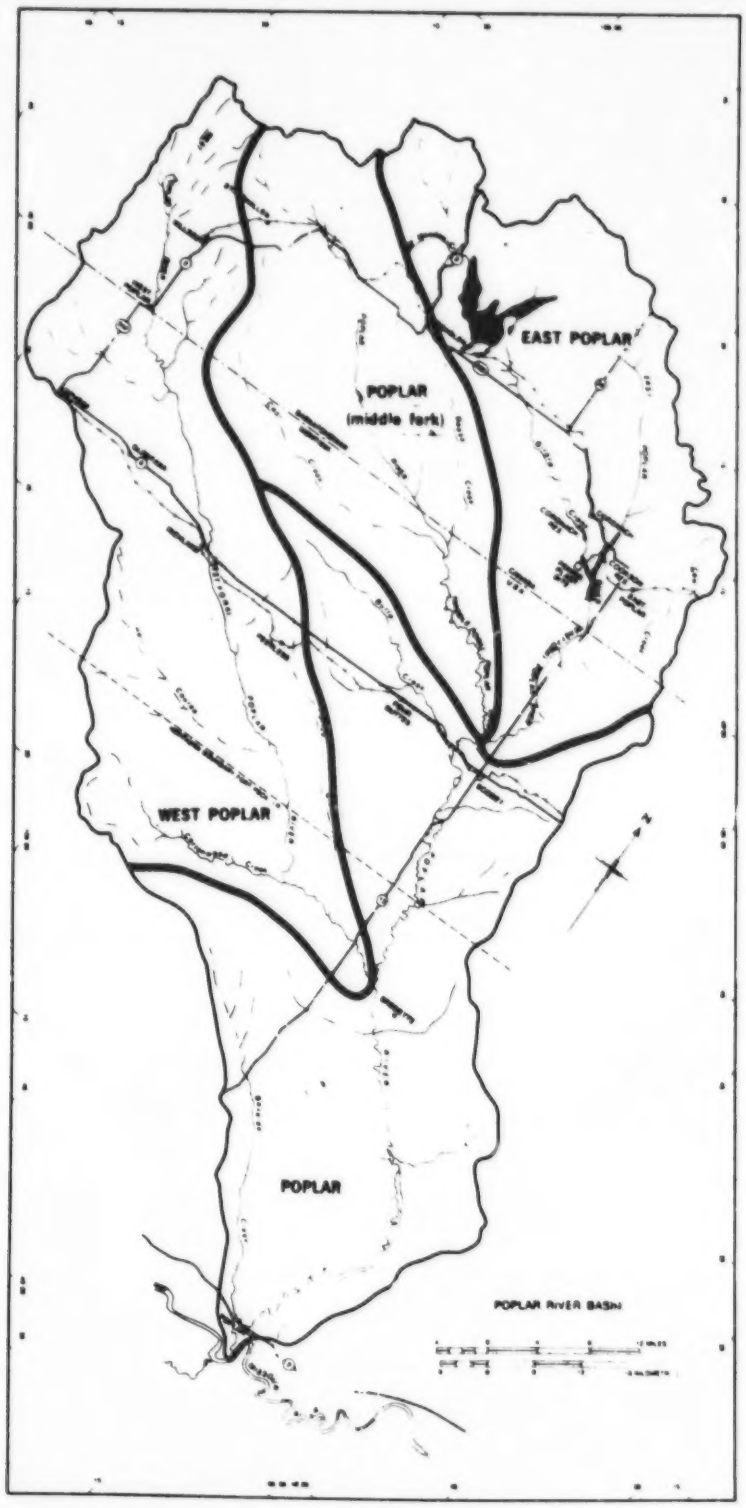

Figure 2. Sous-bassins à l'intérieur du bassin de la rivière Poplar. (Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979a, figure 3.1.)

e) des sédiments lacustres. On trouvera plus de détails sur la géomorphologie de cette région du sud de la Saskatchewan dans Parizek (1964).

Types de sol

Les sols du bassin de la rivière Poplar se sont développés principalement sur des horizons argileux de till et de lacs glaciaires, bien qu'à l'occasion, ce développement ait eu lieu sur des sables et des graviers d'épandage fluvio-glaciaire ou des affleurements du substrat rocheux (Parizek, 1964). Parmi les types de sol, on compte le loam sableux et le loam argileux dans les régions des basplateaux, et des sols alluviaux dans les vallées fluviatiles. Au site minier de Coronach, on trouve des chernozems bruns recouverts d'horizons de surface brun pâle à brun grisâtre pauvres en matières organiques. En certains endroits, des dépressions et des fondrières renferment toutefois des sols de l'ordre gleysolique dérivés du till glaciaire et du substrat rocheux.

Climat

Le climat du bassin est caractérisé par des hivers froids et secs, des printemps chauds et humides, et des étés secs allant de chauds à très chauds. En janvier, la température moyenne est de – 13,5 °C, et en juillet, de 19 °C. Les précipitations annuelles moyennes vont de 300 à 400 mm. La région est semi-aride, l'eau de surface est rare, et les débits de pointe sont observés pendant le ruissellement du printemps, lequel résulte principalement de la fonte des neiges. Pendant cette période, l'écoulement représente environ 75 % du débit annuel total du bassin. On trouvera des détails plus complets sur les conditions climatiques du bassin dans Normales climatiques au Canada (1982).

CONTEXTE GÉOLOGIQUE

Le bassin Williston

Le bassin de la rivière Poplar se trouve dans la partie supérieure du bassin Williston, dont la formation remonte au Phanérozoïque (figure 3). Ce dernier bassin forme une dépression intracratonique de forme irrégulière sur l'extrémité occidentale du Bouclier canadien au Manitoba, en Saskatchewan, dans les deux Dakotas et au Montana (Gerhard et coll., 1982; Kent, 1987), et constitue l'une des séquences sédimentaires marines les plus étendues d'Amérique du Nord. Le bassin Williston renferme de grandes quantités de combustible fossile et de ressources minérales, principalement du pétrole et du gaz naturel (Christopher et coll., 1973), ainsi que du lignite et de la potasse.

Les sédiments du bassin Williston reposent en discordance sur un soubassement précambrien de gneiss et de granitoïdes, et atteignent une épaisseur totale d'environ 5500 m. Pendant le Cambrien supérieur et l'Ordovicien, le bassin faisait partie d'un vaste bouclier. Les premiers sédiments à se déposer ont été des grès et des schistes clastiques, de même que des carbonates. De l'Ordovicien moyen jusqu'au Dévonien supérieur, les carbonates et les évaporites se sont déposés dans une mer épicontinentale peu profonde. Au début du Mississipien, les conditions réductrices ont dominé. Par la suite, des milieux ouverts de dépôts marins se sont reconstitués, et des carbonates massifs se sont déposés pendant la dernière partie du Mississipien. Les évaporites se sont déposées pendant le Permien et le Trias. Au cours du Jurassique et du Crétacé, des schistes et des grès interstratifiés de petites unités de carbonates se sont déposés. Le soulèvement, l'érosion et le

Figure 3. Emplacement du bassin Williston. (Gerhard et coll., 1982, figure 1; reproduction autorisée.)

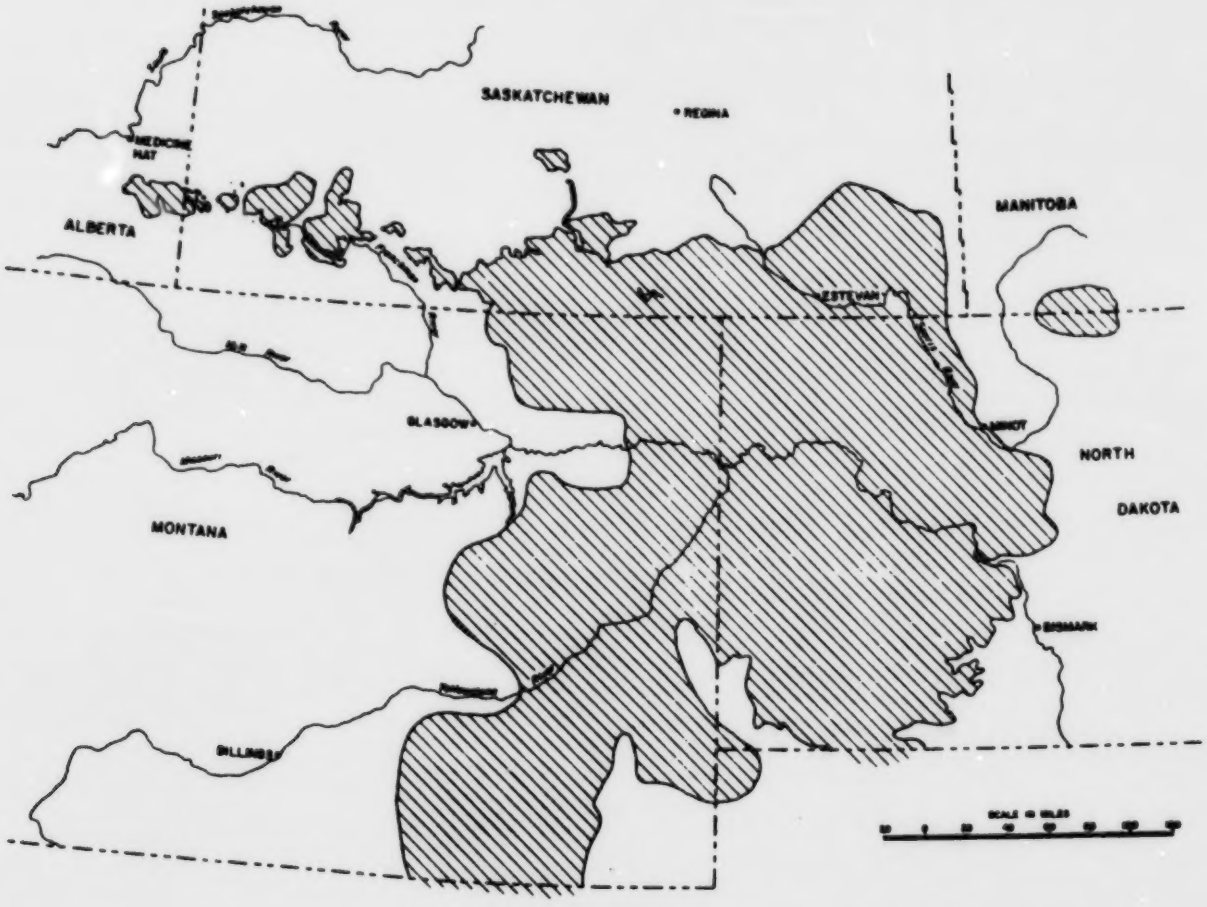

Figure 4. Limites du bassin houiller du Paléocène à l'intérieur du bassin Williston. (Guliov, 1972, figure 3; reproduction autorisée.)

volcanisme qui se sont produits concurremment dans la région maintenant constituée par les montagnes Rocheuses ont été à l'origine de détritus qui se sont déposés dans le bassin (Gerhard et coll., 1982). Des roches terrestres (grès schisteux, lignite et couches de cendres volcaniques) se sont déposées pendant le Tertiaire et le Quaternaire. La présence de sédiments du Tertiaire dans le centre actuel du bassin indique que ce dernier a subsisté jusqu'au Tertiaire. La structure régionale du bassin se reflète également dans la répartition de la formation de Ravenscrag (Fort Union), qui date du Paléocène (Gallup et Hamilton, 1954). Le dépôt des couches productrices du Paléocène constitue le phénomène le plus important ayant marqué l'évolution géologique du bassin Williston (Guliov, 1972). Les limites de ce bassin houiller sont indiquées à la figure 4. Les corrélations stratigraphiques régionales détaillées des unités du bassin Williston sont illustrées à la figure 5.

Géologie de la région de Coronach

Une carte géologique détaillée de la partie supérieure du bassin de la rivière Poplar en Saskatchewan et au Montana apparaît à la figure 6. Les liens entre les unités stratigraphiques qui affleurent dans les environs de la mine Coronach sont également illustrés sur cette même carte. La stratigraphie de cette région est résumée à la figure 7. Les unités stratigraphiques apparaissant à la figure 6 atteignent une profondeur de 365 m à la mine Coronach. Les formations et les unités sont, des plus anciennes aux plus récentes : 1) la formation de Ravenscrag et celle de Fort Union, qui lui correspond, au Montana; 2) la formation du mont Wood (formation de Flaxville, au Montana); 3) le groupe Empress (Wiota gravels, au Montana); 4) les dépôts glaciaires; 5) les dépôts alluvionnaires (constitués des alluvions de remblayage des vallées); et 6) les sédiments lacustres.

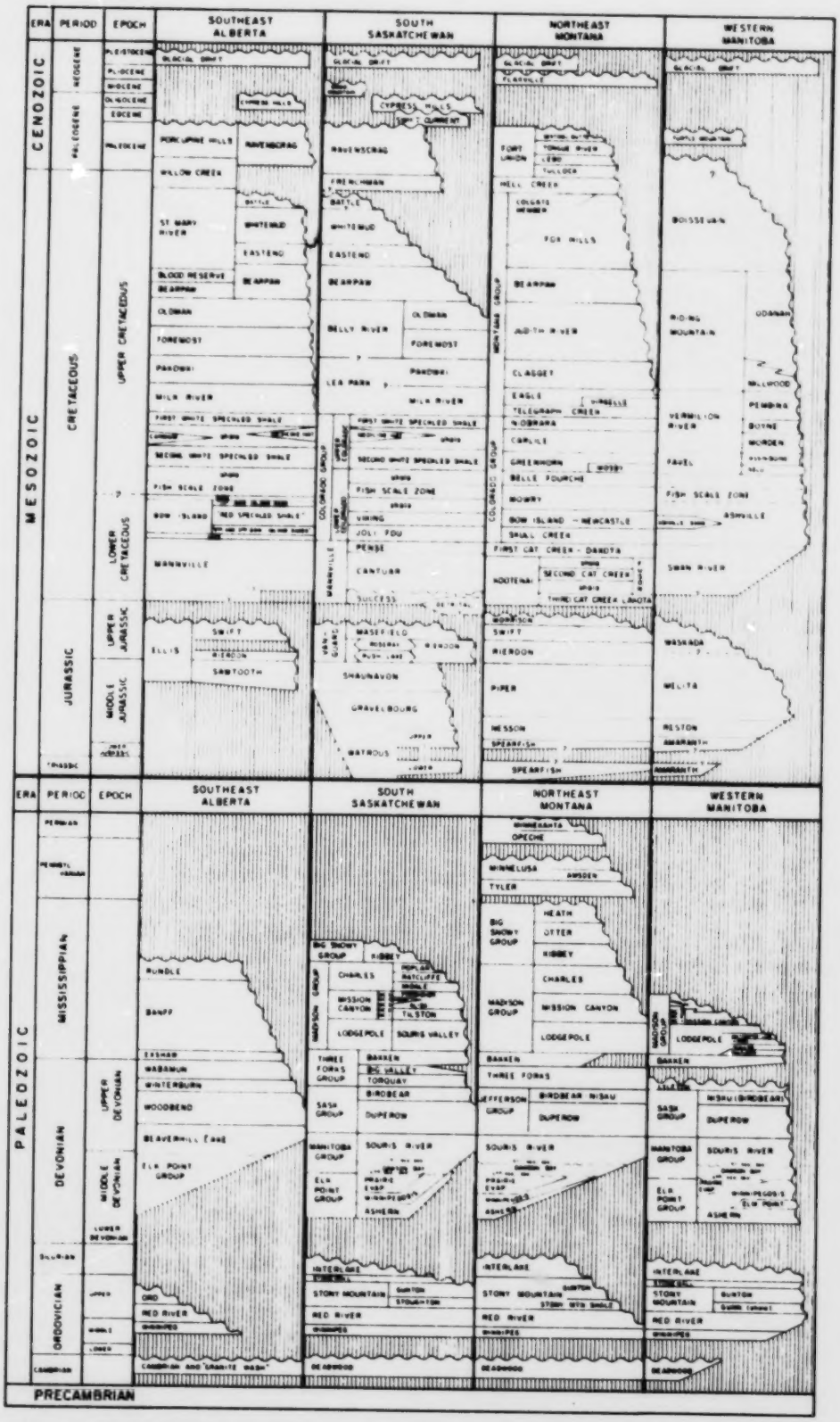

Figure 5. Stratigraphie du bassin Williston. (Christopher et coll., 1973, figure 5; reproduction autorisée.)

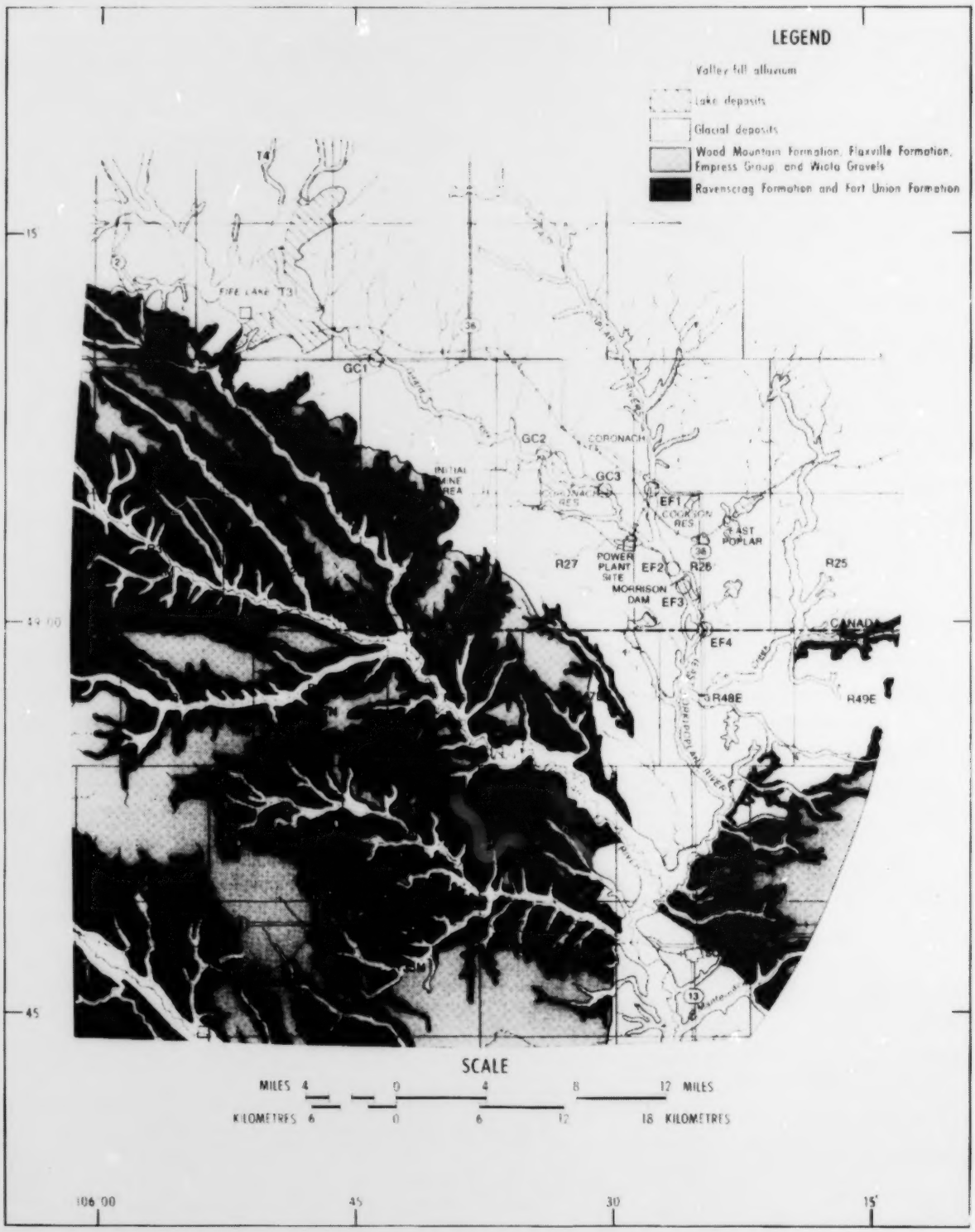

Figure 6. Carte géologique du bassin supérieur de la rivière Poplar. (Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979a, figure 2.1.)

La formation de Bearpaw, qui remonte au Crétacé et qui est constituée d'une séquence épaisse de limons et d'argiles marins, est moins perméable que les formations de Frenchman, de Ravenscrag et du mont Wood qui la recouvrent; elle agirait comme une couche semi-perméable lors de l'écoulement de l'eau souterraine des sédiments qui la recouvrent (International Poplar River Water Quality Study, 1979a).

La formation de Frenchman, qui date du Crétacé supérieur, est composée de sables et de limons deltaïques qui forment des masses stratiformes présentant une grande continuité latérale dans toute la région de Coronach. Toutefois, cette formation, tout comme celle de Bearpaw, n'affleure pas dans les environs du bassin de la rivière East Poplar.

La formation de Ravenscrag est constituée de sable, de limon, d'argile et de lignite interstratifiés formant des masses étroites lenticulaires. Le bassin houiller du Paléocène, qui apparaît à la figure 4, renferme un certain nombre d'horizons de lignite servant localement de repères. L'un d'eux, le filon houiller de Hart, est exploité dans la région de Coronach pour la Saskatchewan Power Corporation.

Les unités de la formation du mont Wood, qui date du Miocène, sont constituées de sable et de gravier et de petites couches limoneuses et argileuses; elles reposent sur la formation de Ravenscrag et affleurent dans la région des bas-plateaux. Les dépôts superficiels, de même que les sédiments glaciaires, alluvionnaires et lacustres, forment le groupe Empress. Le groupe Empress s'est déposé avant la première glaciation ayant recouvert la région lors du Pléistocène (Whitaker et Vonhof, 1978). Les dépôts de till glaciaire et les sédiments alluvionnaires et lacustres sont constitués de matériaux non cimentés dérivés des régions adjacentes de bas-plateaux. Les sédiments lacustres sont concentrés autour du lac Fife et d'autres petites dépressions hydrographiques à l'intérieur des terres.

ACTIVITÉS MINIÈRES ET EAUX D'EXHAURE

Trois grands bassins houillers de la formation de Ravenscrag ont été mis en exploitation : un à Estevan, un à Coronach et un autre dans la région des collines Cypress-Shaunavon. Dans l'ensemble, la qualité thermique du lignite semble diminuer d'est en ouest (Guliov, 1972). Le filon exploité le plus épais et de la plus grande qualité se trouve à Coronach, près du centre du bassin de la rivière

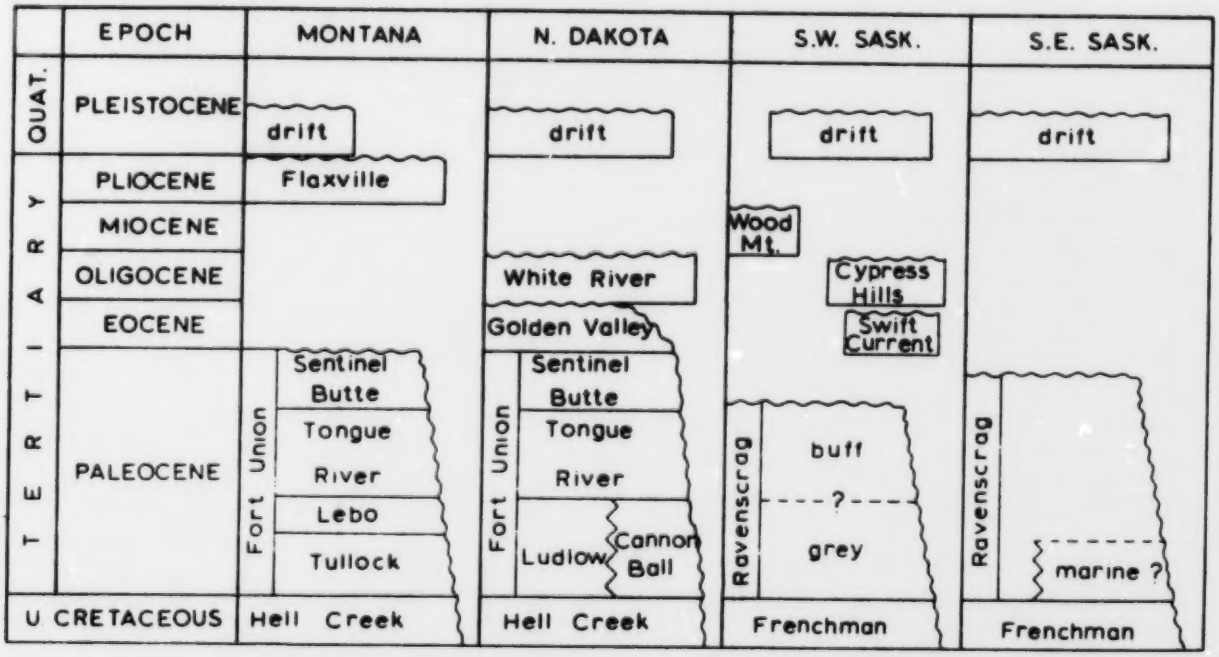

Figure 7. Corrélations stratigraphiques entre les différentes unités du Tertiaire et du Quaternaire. (Guliov, 1972, figure 2; reproduction autorisée.)

Poplar; il atteint en moyenne de 2,4 à 3,7 m d'épaisseur, bien qu'en certains endroits, cette épaisseur soit de 5,5 m. Le lignite que l'on trouve dans le filon houiller de Hart (région de Coronach) présente les caractéristiques suivantes : faible teneur en soufre, teneur élevée en cendres, humidité très élevée, capacité thermique modérée. Les réserves de charbon devraient durer environ 35 ans (Commission mixte internationale, 1981).

À l'heure actuelle, on exploite le filon houiller de Hart pour alimenter la centrale thermo-électrique de Coronach. Au cours des opérations, on a constaté qu'il fallait enlever l'excès d'eau de l'horizon de lignite et des strates qui le recouvrent, étant donné que ces unités constituent d'importants aquifères dans l'écoulement de l'eau souterraine de la région. Quatorze sites sont surveillés dans la région de Coronach, et l'eau y est pompée à un rythme mensuel d'environ 680 dam^3. En 1983, on a retiré 8348 dam^3 d'eau de ces puits (Poplar River Bilateral Monitoring Committee, 1984). L'eau provenant de cette source a été rejetée principalement dans le ruisseau Girard, l'écoulement secondaire de l'un des puits ayant pénétré dans le réservoir Cookson par l'extrémité ouest, et celui d'un autre puits, dans un tributaire du ruisseau Goose. Cet apport d'eau, combiné au drainage des puits et à la dérivation de l'eau sur le site minier, a eu un effet marquant sur l'écoulement de l'eau souterraine et de l'eau de surface (Commission mixte internationale, 1981).

HYDROGÉOLOGIE DU BASSIN SUPÉRIEUR DE LA RIVIÈRE POPLAR

Les résultats des études hydrogéologiques menées dans la partie supérieure du bassin de la rivière Poplar sont résumés dans Whitaker et Vonhof (1978), International Poplar River Water Quality Study (1979b), Commission mixte internationale (1981) et Poplar River Bilateral Monitoring Committee (1984). Dans la région, les réseaux d'aquifères peu profonds semblent être alimentés principalement par les précipitations locales. L'écoulement vient des aires de réalimentation présentant un relief relativement élevé localement (là où la nappe phréatique est élevée) jusqu'aux aires de déversement dont le relief est moins élevé. L'écoulement de l'eau souterraine semble donc être régi en grande partie par la topologie de la nappe phréatique et par ses caractéristiques physiques, soit la conductivité hydraulique, le coefficient de transmissivité et le coefficient d'emmagasinement. D'après l'International Poplar River Water Quality Study (1979b), les principales aires de réalimentation naturelle par l'eau de pluie se trouveraient dans les affleurements des bas-plateaux des formations du mont Wood et de Flaxville, et dans les dépôts alluvionnaires de remblayage des vallées. Le déversement naturel dans les réseaux hydrographiques est assuré par les sources et l'écoulement des aquifères des vallées alluviales. On trouvera à la figure 8 un diagramme de l'écoulement de l'eau souterraine dans les aquifères des différentes formations recouvrant celle de Bearpaw. La liste de ces aquifères apparaît au tableau 1, et leurs propriétés hydrologiques sont indiquées au tableau 2. La formation de Bearpaw semble se comporter comme une couche semi-perméable, étant donné qu'elle est sous-jacente à une région dont la conductivité hydraulique est élevée (Freeze, 1969). Pendant les périodes caractérisées par un écoulement faible de l'eau superficielle dans la rivière Poplar, le ruisseau Girard, et dans leurs tributaires, le déversement naturel des aquifères augmente, et les eaux de surface présentent alors une teneur considérablement plus élevée en matières solides dissoutes totales.

HYDROGÉOCHIMIE DE L'EAU DE SURFACE ET DE L'EAU SOUTERRAINE DU BASSIN SUPÉRIEUR DE LA RIVIÈRE POPLAR

Bien que des études géochimiques des eaux de surface et des eaux souterraines de la région

Tableau 1. Couches aquifères généralisées du bassin supérieur de la rivière Poplar, en Saskatchewan et au Montana

Couche	Canada	États-Unis
5	Alluvions de remblayage des vallées, dépôts glaciaires, et formation du mont Wood	Alluvions de remblayage des vallées, dépôts glaciaires, et formation de Flaxville
4	Partie supérieure de la formation de Ravenscrag	Partie supérieure de la formation de Fort Union
3	Filon houiller de Hart	Lignite, horizon D (Collier, 1925)
2	Partie inférieure de la formation de Ravenscrag	Partie inférieure de la formation de Fort Union, et partie supérieure de la formation de Hell Creek
1	Formation de Frenchman	Partie inférieure de la formation de Hell Creek et grès de Fox Hills

(Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979b, tableau 4.)

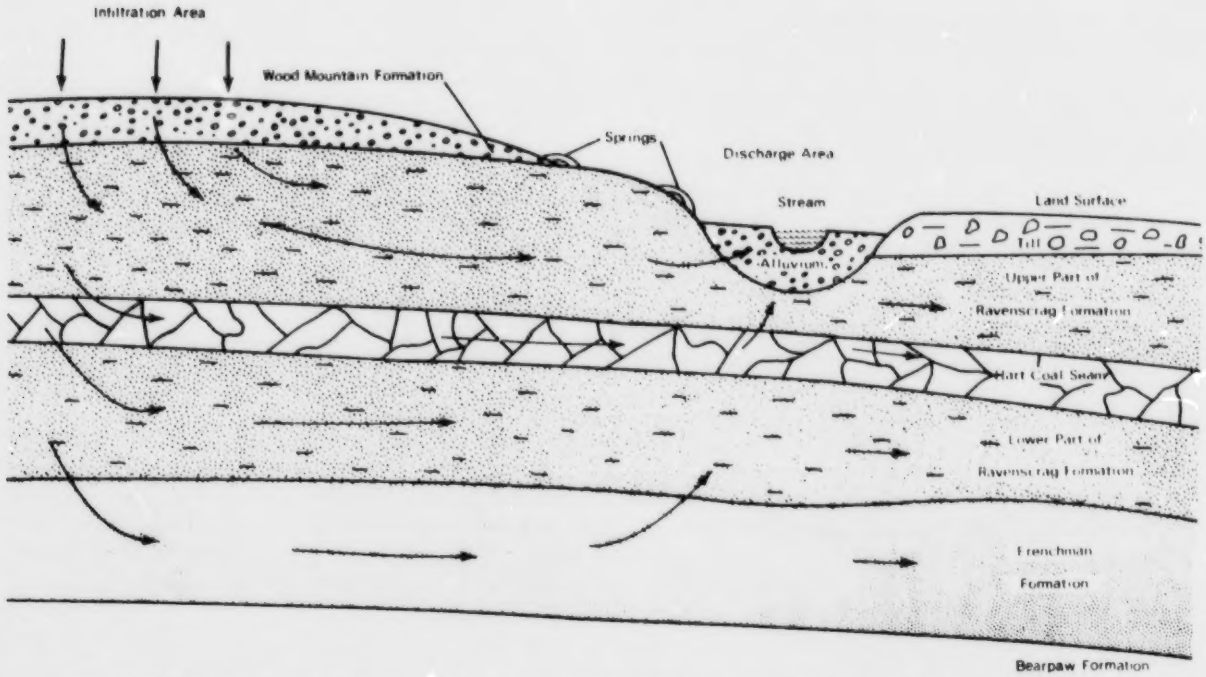

Figure 8. Écoulement de l'eau souterraine. (Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979a, figure 5.2.)

aient été effectuées depuis le début de l'exploitation du charbon dans les environs de Coronach (voir, par exemple, Whitaker et Vonhof, 1978; International Poplar River Water Quality Study, 1979b; Commission mixte internationale, 1981; Poplar River Bilateral Monitoring Committee, 1984; et Direction générale des eaux intérieures, 1982), aucune étude intégrée de l'effet de la géochimie de l'aquifère sur la chimie de l'eau de surface de la région n'a été entreprise et ce, malgré que des études de reconnaissance de l'eau souterraine aient révélé qu'un tel lien pouvait avoir une très grande importance (figure 9).

Eaux de surface

Il ressort des études hydrogéochimiques mentionnées précédemment que les variations chimiques des eaux de surface sont grandement influencées par les saisons. L'ampleur des variations chimiques saisonnières est indiquée au tableau 3. Les eaux de surface sont très alcalines, les valeurs médianes du pH allant de 7,6 à 9,1. Fait à noter, l'alcalinité des eaux est le plus élevée pendant l'été — caractéristique attribuable à la nature alcaline des sols de la région. Il existe une corrélation marquée entre l'augmentation du pH et les concentrations élevées de MSDT pendant l'été. Les concentrations élevées de MSDT sont donc probablement liées à une augmentation de l'écoulement de l'eau souterraine (tableau 3). On observe des augmentations saisonnières semblables dans les concentrations de bicarbonate et de sulfate. Les eaux du réservoir Cookson présentent des valeurs élevées du pH, des MSDT, du SO_4^{2-} et du HCO_3^-, mais on n'y décèle aucune variation saisonnière d'importance (Direction générale des eaux intérieures, 1982). Ce phénomène reflète probablement l'effet combiné du ruissellement saisonnier et de l'écoulement de l'eau souterraine.

Eau souterraine

La chimie de l'eau souterraine est fortement influencée par : *a)* la concentration des anions dans l'eau et le pH de l'eau dans l'aire d'alimentation; *b)* la nature des réactions de dissolution des minéraux; *c)* l'équilibre chimique entre l'eau et l'aquifère; d) le temps de séjour de l'eau dans l'aquifère; *e)* la température de l'eau; et *f)* la nature des réactions se produisant lorsque l'eau pénètre dans le profil pédologique (Freeze et Cherry, 1979; Drever, 1982). Bien que la chimie de l'eau souterraine du bassin de la rivière Poplar soit très variable (International Poplar River Water Quality Study, 1979b), les analyses révèlent que les variations saisonnières ne

Tableau 2. Caractéristiques hydrologiques estimées des couches aquifères généralisées du bassin supérieur de la rivière Poplar, en Saskatchewan et au Montana

Couche		Épaisseur saturée (m)	Transmissivité moyenne (m^2/jour)	Conductivité hydraulique horizontale moyenne (m/jour)	Conductivité hydraulique verticale moyenne (m/jour)	Rapport de la conductivité hydraulique horizontale et de la conductivité hydraulique verticale	Coefficient d'emmagasinement ou rendement spécifique
	Alluvions de remblayage des vallées----	0–60	$4,7 \times 10^{2}$	$4,4 \times 10^{1}$	$4,4 \times 10^{0}$	10:1	$2,0 \times 10^{-1}$
5	Dépôts glaciaires----	0–25	$3,7 \times 10^{-3}$	$3,5 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^{-5}$	10:1	$5,0 \times 10^{-2}$
	Formation du Mont Wood et formation de Flaxville----	0–14	$9,5 \times 10^{1}$	$8,9 \times 10^{0}$	$8,9 \times 10^{-1}$	10:1	$2,0 \times 10^{-1}$
4		0–130	$3,7 \times 10^{1}$	$9,8 \times 10^{-1}$	$9,8 \times 10^{-4}$	1,000:1	$1,0 \times 10^{-1}$
3		0–5	$5,0 \times 10^{1}$	$2,0 \times 10^{1}$	$4,0 \times 10^{0}$	5:1	$4,0 \times 10^{-3}$
2		50	$3,7 \times 10^{1}$	$7,4 \times 10^{-1}$	$1,9 \times 10^{-4}$	4,000:1	$1,0 \times 10^{-3}$
1		60	$7,4 \times 10^{1}$	$1,2 \times 10^{0}$	$3,0 \times 10^{-4}$	4,000:1	$2,8 \times 10^{-4}$

(Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979b, tableau 5.)

Tableau 3. Variation saisonnière de certains paramètres de qualité des eaux pour la rivière East Poplar à la frontière internationale et pour le puits de drainage numéro 1 des eaux d'exhaure

	Eau de Surface			Eau souterraine
Date	76-03-18	75-07-17	75-12-19	78-05-09
Débit (m^3/s)	1,5	1,2	0,008	N/A
pH	7,9	9,1	7,6	7,3
Matières solides en solution (mg/L)	97	1,480	1,180	1,070
Calcium (mg/L)	12	28	81	95
Magnésium (mg/L)	4,8	63	51	67
Sodium (mg/L)	12	390	280	210
Bicarbonate (mg/L)	73	717	929	800
Sulfate (mg/L)	20	500	270	290
Silice (mg/L)	3,3	0,9	21	15
Bore (µg/L)	120	2,100	2,300	1,900

(Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979b, tableau 7.)

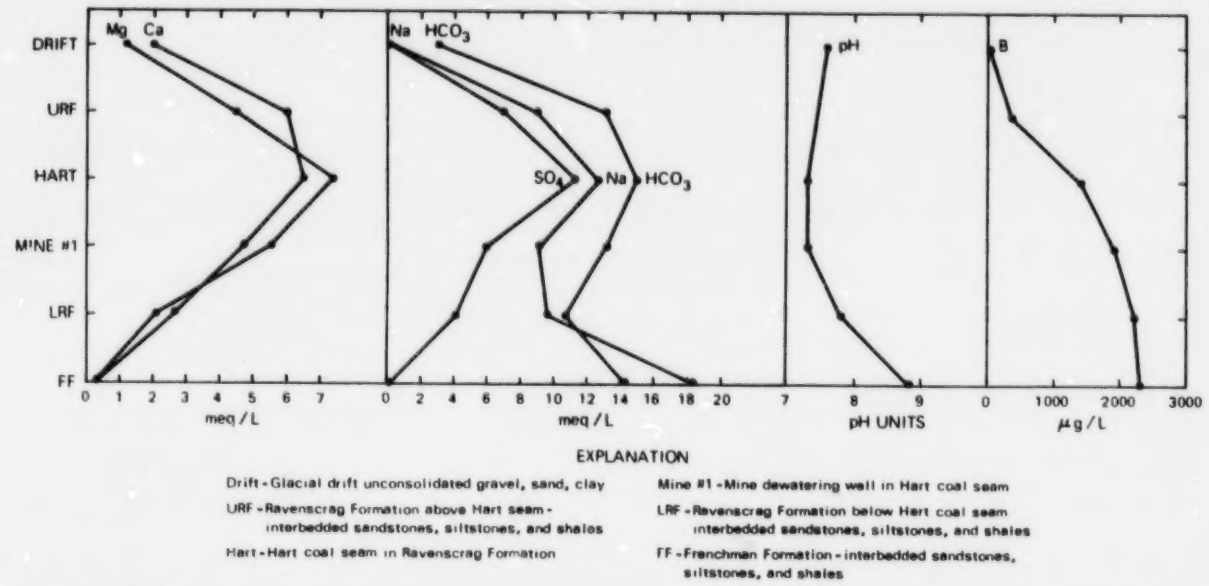

Figure 9. Variations dans la concentration de certains éléments de différents aquifères du bassin de la rivière Poplar. (Tiré de International Poplar River Water Quality Study, 1979b, figure 9.)

sont pas les mêmes que dans le cas des eaux de surface. Règle générale, les eaux sont légèrement alcalines, sont enrichies de $NaHCO_3$, et présentent une teneur relativement élevée en matières solides dissoutes totales (1000–1200 mg/L). Les variations ont trait aux composants suivants : *a)* Ca^{2+}, Na^{+} et Mg^{2+}; *b)* BO_3^{3-}, HCO_3^{-} et SO_4^{2-}; et *c)* le pH d'un aquifère à l'autre. Ces variations sont illustrées à la figure 9. Une étude révèle que l'eau de la formation de Ravenscrag surmontant le filon houiller de Hart présente des teneurs élevées en U dissous (190 µg/L) et en Se dissous (63 µg/L) (International Poplar River Water Quality Study, 1979b). Ces valeurs sont significatives, étant donné que la mobilité de l'U dans les eaux souterraines est accrue par l'oxydation (Langmuir, 1978). Au cours des opérations minières, le lignite exploité à Coronach est drainé avant d'être exposé à un milieu oxydant en surface. La teneur élevée en U de l'eau extraite du lignite indique que cette eau est oxygénée et qu'elle n'est pas tamponnée par le milieu réducteur du filon houiller.

On a signalé des concentrations de bore pouvant atteindre jusqu'à 3,0 mg/L dans les eaux associées au filon houiller de Hart et à la partie inférieure de la formation de Frenchman. Des concentrations relativement élevées de B ont également été observées dans le réservoir Cookson (Direction générale des eaux intérieures, 1982) et dans d'autres eaux de surface, pendant l'été et l'automne-hiver (tableau 3). Il semble y avoir corrélation positive entre les concentrations accrues de B et les concentrations élevées de Mo et de F dans certaines eaux souterraines.

Le tableau 4 renferme des données hydrogéochimiques comparatives sur les eaux souterraines d'aquifères de lignite peu profonds du Dakota du Nord. La présence d'eaux souterraines dont la qualité et la variabilité sont semblables à celles du Dakota du Nord et à celles du bassin de la rivière Poplar ont été signalées partout dans la région des plaines de l'ouest de l'Amérique du Nord (Rahn, 1976; Van Voast, 1974; Van Voast et coll., 1977, 1978; Williams et coll., 1978).

L'International Poplar River Water Quality Study (1979b) renferme un modèle géochimique général de l'évolution chimique de l'eau souterraine du bassin de la rivière Poplar. Groenewold et coll. (1981) ont également proposé un modèle semblable pour les eaux associées aux sédiments carbonifères de l'ouest du Dakota du Nord. Des étapes évolutives expliquent l'évolution chimique de la plus grande partie des eaux souterraines de la région.

Étape 1 : Alimentation de la nappe phréatique

La zone saturée séparant la surface du sol et la nappe phréatique est extrêmement importante

Tableau 4. Résumé des analyses chimiques de l'eau souterraine des aquifères de lignite peu profonds (moins de 75 m) aux cinq stations d'étude du Dakota du Nord

	Température sur le terrain °C	pH sur le terrain	Conductivité sur le terrain µS	MSDT	Ca	Mg	Na	K	HCO_3	Cl	SO_4
							mg/L				
Site Falkirk – couche de lignite Hagel											
$\bar{x}$	7,9	7,3	1603,0	1169,0	122,9	66,4	174,5	8,8	575,5	16,0	447,2
s	0,7	0,5	1332,2	1210,3	104,9	53,1	228,5	5,4	185,4	18,3	680,2
n	10	7	10	10	10	10	10	10	10	10	10
max.	9,0	7,75	5000	4310	400	204,8	620	20,2	932,1	46,9	2264
min.	7	6,46	630	195	36,2	20,4	9,5	4,4	378	0,5	20,6
Site Indian Head – couche de lignite Beulah-Zap											
$\bar{x}$	—	7,6	3213,4	2617,6	51,7	30,9	742,8	27,6	1099,6	20,0	937,4
s	—	0,2	1803,9	1564,4	25,9	11,7	414,4	7,3	616,0	12,0	516,0
n	—	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5
max.	—	7,83	5587	4390	75,0	44	1107	35,5	1663	37,7	1608
min.	—	7,28	1497	938	19,4	12,8	278	18,5	415	8,2	409
Site Beulah-Hazen – diverses couches de lignite											
$\bar{x}$	7,5	7,48	2700,0	1480,1	39,1	24,6	415,5	10,3	818,7	14,5	427,8
s	4,2	1,01	1874,3	853,3	37,2	19,9	337,6	7,3	465,6	12,4	321,7
n	9	5	6	12	12	12	12	12	12	12	12
max.	12	8,69	6250	3380	87	54,1	1039	31,4	1779	39,8	1211
min.	1	6,07	1100	482	3,0	2,4	99	4,5	221	4,3	123
Site Center – couche de lignite Kinneman Creek											
$\bar{x}$	10,4	6,7	1655,6	1229,3	84,3	51,9	249,7	18,8	651,1	8,1	372,2
s	2,8	4,6	437,1	333,3	47,0	20,3	122,7	11,3	208,7	8,0	137,5
n	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
max.	16,0	7,5	2200	1631,0	165,0	94,4	441,0	48,0	1021,1	21,0	642,7
min.	6,5	6,0	975	838,0	29,0	29,0	115,0	11,4	334,3	0,5	232,6
Site Dunn – diverses couches de lignite											
$\bar{x}$	9,3	7,06	3000	1602,5	113,0	56,1	388,0	11,1	665,3	16,5	821,1
s	2,2	—	—	831,3	108,8	39,3	226,9	7,3	375,9	18,7	591,5
n	4	1	1	4	7	7	7	7	7	6	7
max.	12	—	—	2256	334	103	700	23	1405	38	1760
min.	7,0	—	—	413	8,0	1,0	71	2,4	350	2,7	70

(Tiré de Groenewold et coll., 1981, tableau 1.)

dans l'évolution chimique des eaux souterraines (Moran et coll., 1978; Groenewold et coll., 1979). Pendant la première étape évolutive, l'eau oxygénée réagit avec le sol et les roches poreuses et entraîne la dissolution des carbonates et de la pyrite, ce qui a pour résultat la formation d'eaux ayant un pH bas (6,5-7,5) et des teneurs élevées en Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{3+}, SO_4^{2-} et HCO_3^-. À ce stade-ci, l'eau est considérée comme saturée en carbonates. Ces processus géochimiques sont illustrés à la figure 10. Dans cette zone, on considère que l'acidité est le résultat de la production de CO_2 pendant la désintégration de la matière organique et de l'oxydation de la pyrite. Le pH est tamponné efficacement par la dissolution des phases du carbonate. Les phases mouillées et sèches qui alternent dans les 2-3 m supérieurs du profil ont pour résultat la concentration de sels solubles tel le gypse. Pendant les périodes où les précipitations sont anormalement élevées, la nappe d'eau souterraine est réalimentée, ce qui entraîne la production de CO_2 et la dissolution du gypse et donne lieu à des concentrations élevées de SO_4^{2-}. Au même moment, la dissolution de la calcite et de la dolomite élève la teneur en HCO_3^- de l'eau souterraine.

Étape 2 : Déplacement de l'eau dans l'aquifère

Parmi les processus qui se déroulent lors du déplacement de l'eau dans l'aquifère vers l'aire de déversement, on compte la réduction des sulfates et l'échange cationique de Ca, Mg et Sr pour le Na des argiles de type Na-montmorillonnite (Groenewold et coll., 1981). La saturation du carbonate est maintenue du fait des valeurs élevées du pH (8,5-9,0), qui facilitent les réactions d'échange. Règle générale, les eaux de ce type présentent des teneurs faibles en Ca (6 mg/L), Mg (2,5 mg/L) et Sr

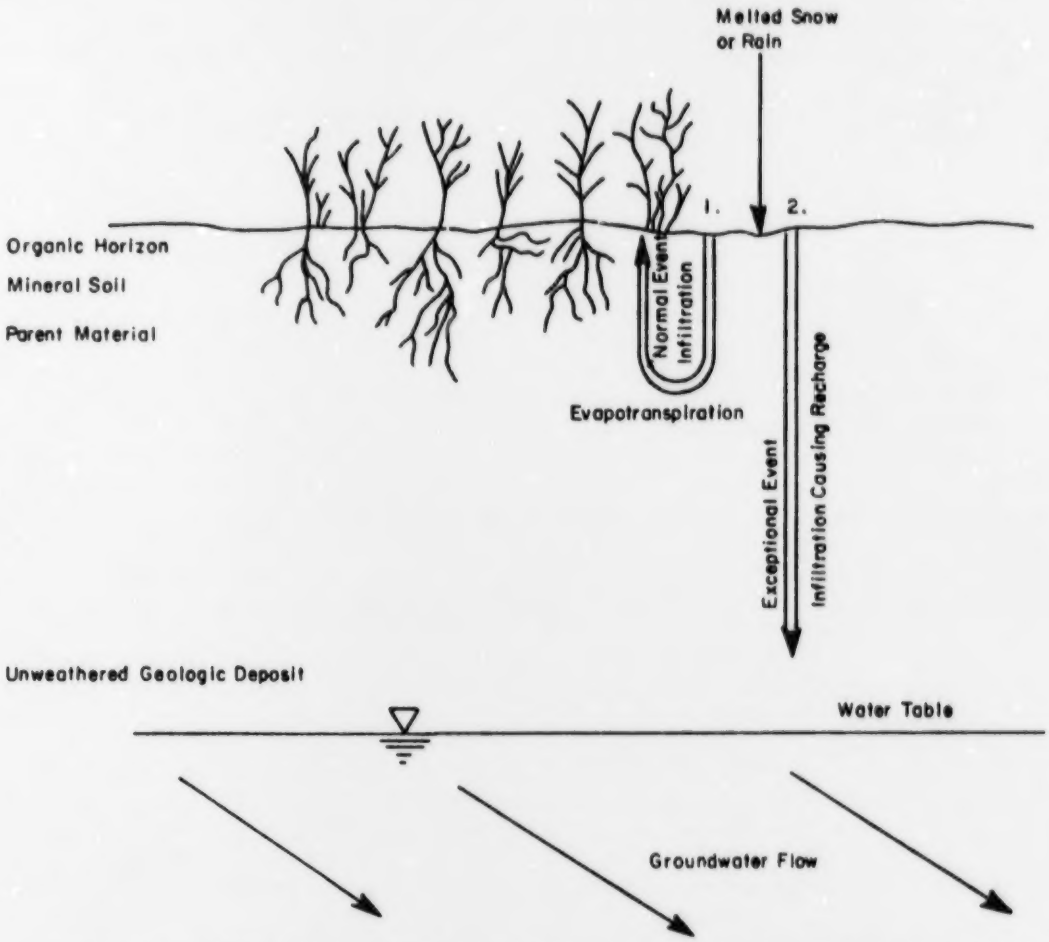

Figure 10. Types de processus chimiques et mécanismes du déplacement des sels dans des unités carbonifères semblables à celles du bassin de la rivière Poplar. (Moran et coll., 1978, figure 4.7; reproduction autorisée.)

(0,15 mg/L), et on les trouve près de la surface des aires de déversement naturel. Toutefois, elles sont également caractéristiques de l'aquifère plus enfoui de la formation de Frenchman. La génération d'eaux présentant des teneurs aussi élevées en Na-HCO_3^- et que l'on trouve en profondeur dans les aquifères associés aux filons de lignite du Dakota du Nord serait principalement le résultat de la réduction des sulfates (Groenewold et coll., 1981). Les réactions qui se produisent couramment dans les eaux souterraines sont présentées au tableau 5.

Ce modèle de l'évolution de l'eau souterraine de type Na^+-, Ca^{2+}-SO_4^{2-} et HCO_3^- dans le bassin de la rivière Poplar et dans des milieux similaires du Dakota du Nord illustre l'effet de la géologie de l'aire d'alimentation sur la chimie de l'eau souterraine. Lorsque l'eau d'alimentation traverse des argiles et des sédiments riches en limons, le Na^+ rejeté par la montmorillonnite ainsi que le SO_4^{2-} produit par l'oxydation de la pyrite et la dissolution du gypse deviennent les ions dominants de l'eau souterraine. Toutefois, lorsque l'alimentation se produit à travers des sédiments pauvres en Na-montmorillonnite et en pyrite, les eaux souterraines seront du type Ca^{2+}-HCO_3^- et Ca^{2+}-SO_4^{2-}. Lorsque l'eau d'alimentation traverse le sable et le sable argileux, le Ca – HCO_3^- domine. Sous la nappe phréatique, les seules activités chimiques d'importance sont la réduction du SO_4^{2-} et les réactions d'échange cationique. Selon Groenewold et coll. (1981), la grande variabilité observée dans la chimie des eaux souterraines associées aux aquifères houillers fracturés de l'ouest des États-Unis serait le reflet du mélange de composants dérivés de sites localisés dans les sédiments sus-jacents.

Tableau 5. Représentation chimique des principaux processus observés au cours de l'évolution chimique du sol et de l'eau souterraine dans les dépôts peu profonds du Tertiaire et du Crétacé du Dakota du Nord occidental (Groenewold et coll., 1979)

1/ Production de CO_2 dans les horizons organiques du sol

$$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$$

2/ Oxydation de la pyrite

$$4FeS_2 + 15O_2 + 14H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 + 16H^+ + 8SO_4^{2-}$$

3/ Dissolution de la calcite et de la dolomite

$$CaCO_3 + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^-$$

$$CaMg(CO_3)_2 + 2H^+ \rightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 2HCO_3^-$$

4/ Précipitation et dissolution du gypse

$$Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O \rightarrow CaSO_4 \cdot 2H_2O$$

$$CaSO_4 \cdot 2H_2O \rightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$$

5/ Échange cationique

$$Ca^{2+} + 2Na \text{ (adsorbé)} \rightleftharpoons 2Na^+ + Ca \text{ (adsorbé)}$$

$$Mg^{2+} + 2Na \text{ (adsorbé)} \rightleftharpoons 2Na^+ + Mg \text{ (adsorbé)}$$

(Tiré de Groenewold et coll., 1981, tableau 2.)

GÉOCHIMIE DES ÉLÉMENTS TRACES DU CHARBON

Pour se faire une idée de l'évolution chimique des eaux d'exhaure provenant de l'exploitation du charbon dans le bassin de la rivière Poplar, on doit évaluer la géochimie des éléments traces du charbon. Dans une étude originale des éléments traces du charbon, Goldschmidt (1937) fait état de trois mécanismes de concentration : 1) la concentration dans les plantes; 2) la concentration par enrichissement résiduel dans le sol; et 3) la concentration par des réactions sélectives entre les eaux souterraines enrichies d'éléments et les matériaux charbonneux. Un certain nombre d'études détaillées de la chimie des éléments traces du charbon ont déjà été entreprises aux États-Unis (voir, par exemple, Gluskoter et coll., 1977).

Les principales conclusions de Gluskoter et coll. (1977) touchant la géochimie des éléments traces du charbon sont les suivantes :

a) On trouve les éléments présentant les plus grands écarts de concentration dans des phases minérales distinctes.

b) Seuls le B, le Cl, le Se et l'As semblent être enrichis par rapport à leur abondance dans la croûte terrestre.

c) Les charbons provenant d'une même région présentent de grands écarts dans l'abondance des éléments.

Les teneurs moyennes en éléments traces de divers types de charbon et les intervalles des principaux éléments et des éléments secondaires des charbons des États-Unis sont donnés aux tableaux 6 et 7, respectivement. Landheer et coll. (1982) ont mené une étude régionale de la géochimie des éléments traces du charbon dans cinq provinces canadiennes. Le tableau 8 présente les

Tableau 6. Teneurs moyennes en éléments traces de charbons provenant de diverses régions des É.-U.[a]

Élément	SORI[b]	ERI[c]	NRGP[d]	APP[e]
B	33	96	116	25
Be	1,1	2,5	1,5	2,5
Co	4,6	3,8	2,7	5,1
Cr	13	20	7	13
Cu	11	11	15	15
Ga	2,0	4,1	5,5	4,9
Ge	5,9	13	1,6	5,8
La	6,5	5,1	9,5	9,4
Mo	3,1	4,3	1,7	3,5
Ni	14	15	7,2	14
Sn	1,3	1,5	0,9	0,4
Ti	250	450	591	350
V	18	35	16	21
Y	7,4	7,7	13	14
Zn	108	44	59	7,6

[a] ppm.
[b] SORI = 48 échantillons de charbon de l'ouest et du sud-ouest de la région de l'intérieur.
[c] ERI = 53 échantillons de charbon de l'est de la région de l'intérieur.
[d] NRGP = 51 échantillons de charbon du nord de la région des Grandes Plaines.
[e] APP = 73 échantillons de charbon de la région des Appalaches.

Source : Zubovic et coll., 1961, 1964, 1966, 1967.

(Tiré de Wewerka et coll., 1976, tableau IV-11.)

intervalles des éléments du charbon provenant de différentes localités canadiennes, dont le bassin de la rivière Poplar. Des données portant sur certains éléments traces du charbon de la région de Shaunavon, en Saskatchewan, apparaissent au tableau 9. On trouvera également des données sur la géochimie du charbon d'Estevan dans Cameron et Birmingham (1971).

Par rapport au charbon d'autres régions, celui du bassin de la rivière Poplar est enrichi en B, F, Mn, Ga, Y, Zr, Nb, Ba, Th et U. Les concentrations d'autres éléments traces présents dans le lignite du bassin de la rivière Poplar, dont La, Ce, Sm, Eu, Mo, Sr, V et Sc, sont semblables à celles signalées pour d'autres régions canadiennes (Landheer et coll., 1982). Par rapport aux concentrations moyennes des éléments dans la croûte terrestre (tableau 8), le lignite du bassin de la rivière Poplar est enrichi en B, S, As, Se, Mo et U. Il existe des écarts marqués entre les concentrations de B signalées pour deux lignites du bassin de la rivière Poplar par Landheer et coll. (1982), et la valeur moyenne des charbons de la même région avancée par Evans et coll. (1985), soit 1858 et 1415 mg/kg, et 265 ± 18 mg/kg, respectivement (tableau 8).

Les teneurs élevées en bore de certains charbons refléteraient la paléosalinité des milieux de dépôts carbonifères (Couch, 1971). Toutefois, d'après Drever (1982), les concentrations anormales de métaux traces dans le charbon résulteraient de la formation de complexes de type chélate pendant le déplacement de l'eau dans les matériaux organiques.

L'uranium contenu dans le charbon

Les études menées par Szalay (1964), Muto et coll. (1968), et Doi et coll. (1975) révèlent que l'adsorption de l'ion uranyle sur les matériaux organiques de l'eau souterraine joue un rôle important dans les processus de concentration de l'uranium. Par conséquent, l'uranium est fréquemment associé aux matériaux charbonneux comme le lignite (Moore, 1954). Les études effectuées en laboratoire par Moore (1954) indiquent que les charbons de catégorie inférieure (lignites) comptent parmi les types de matériaux charbonneux les plus efficaces pour l'extraction de l'U de la solution. Des études semblables menées par Cameron et Leclair (1975) ont démontré l'importance du pH de la solution dans le contrôle de l'adsorption de l'U.

Des lignites uranifères à valeur commerciale ont été signalés dans le bassin Williston par Denson et coll. (1959), Denson et Gill (1965), et Cameron et Birmingham (1970). Les données présentées dans Cameron et Birmingham (1970) indiquent que la teneur en uranium du lignite provenant

Tableau 7. Intervalle des éléments traces des charbons des É.-U.[a]

Principaux éléments[b]		Éléments traces	
Élément	Intervalle (%)	Élément	Intervalle (ppm)
Na	0 - 0,20	Be	0 - 31
Mg	0,1 - 0,25	B	1,2 - 356
Al	0,43 - 3,04	F	10 - 295
Si	0,58 - 6,09	P	5 - 1430
Cl	0 - 0,56	Sc	10 - 100
K	0,02 - 0,43	V	0 - 1281
Ca	0,05 - 2,67	Cr	0 - 610
Ti	0,002 - 0,32	Mn	6 - 181
Fe	0,32 - 4,32	Co	0 - 43
Zn[c]	0 - 0,56	Ni	0,4 - 104
		Cu	1,8 - 185
		Ga	0 - 61
		Ge	0 - 819
		As	0,5 - 106
		Se	0,4 - 8
		Br	4 - 52
		Y	< 0,1 - 59
		Zr	8 - 133
		Mo	0 - 73
		Cd	0,1 - 65
		Sn	0 - 51
		Sb	0,2 - 9
		La	0 - 98
		Hg	0,01 - 1,6
		Pb	4 - 218
		U	< 10 - 1000

[a] Sources : Ruch et coll. (1974), Abernethy et Gibson (1962), Zubovic et coll. (1961-1967), Sun et coll. (1971), et Magee et coll. (1973). (Les données de Deul et Annell mentionnées dans ces sources ont été omises.)
[b] Éléments présents dans 0,2 % des charbons.
[c] Le zinc n'est habituellement pas considéré comme l'un des principaux éléments du charbon.

(Tiré de Wewerka et coll., 1976, tableau IV-V.)

du sud de la Saskatchewan est très variable. Les teneurs en uranium du charbon de la région d'Estevan atteignent jusqu'à 17 mg/kg. Dans les collines Cypress, les charbons sont nettement plus radioactifs, les teneurs en U pouvant atteindre 700 mg/kg. Ces valeurs sont de un à deux ordres de grandeur plus élevées que les concentrations d'U signalées pour les charbons de l'Ouest canadien par Landheer et coll. (1982). La répartition de l'uranium dans le charbon de la région de Coronach est très variable. Les concentrations signalées par N. Worsley (22 février 1985, comm. pers.) indiquent des variations se situant entre 3,5 et 12,4 mg/kg dans le filon houiller de Hart. La teneur moyenne en U du filon houiller de Hart à Coronach est de 2,6-5,0 mg/kg (Worsley).

On observe des accroissements significatifs dans les teneurs en TH et U des cendres de la centrale électrique de la rivière Poplar par rapport aux concentrations signalées pour le combustible de lignite (tableau 8). Les données d'Evans et coll. (1985) indiquent que les teneurs en Th des cendres lourdes, des cendres ESP et des cendres émises sont de 24,9, 25,7 et 33,3 mg/kg, respectivement. Les concentrations d'uranium de ces mêmes catégories de cendres sont de 13,8, 15,2 et 26,5 mg/kg. Par contre, la teneur en U des cendres des collines Cypress est supérieure à 3500 mg/kg (Cameron et Birmingham, 1970). Dans une étude de la radioactivité des charbons et des cendres du Canada, Dearborn (1985) signale que les facteurs de concentration de l'U et du Th sont de deux à dix fois plus élevés dans les cendres volantes que dans le charbon, ce phénomène étant dû à la combustion des matériaux volatils.

Selon Towse (1957) et Denson et Gill (1965), l'U des lignites du Dakota du Nord a été lessivé des roches volcaniques sus-jacentes dans les eaux

Tableau 8. Comparaison de la composition moyenne du charbon de la région de la rivière Poplar et du charbon provenant d'autres endroits au Canada, et concentration moyenne des éléments dans la croûte terrestre

Élément	Rivière Poplar	Nanticoke	Battle River	Lingan	Concentration moyenne dans la croûte terrestre
H (%)	2,55 ± 0,18			4,45 ± 0,10	
Be (mg/kg)	0,38 ± 0,04	0,79 ± 0,22	0,43 ± 0,19	1,1 ± 0,3	2,8
B (mg/kg)	265 ± 18	61 ± 1	193 ± 32	12,1 ± 7,7	10
C (%)	32,5 ± 3,0	72,1 ± 1,4	50,9 ± 6,6	67,1 ± 1,1	0,002
F (mg/kg)	89 ± 6	66 ± 2	47 ± 34	70 ± 11	625
Na (%)	0,14 ± 0,06	0,055 ± 0,0047	0,22 ± 0,26	0,066 ± 0,014	2,8
Mg (%)	0,48 ± 0,095	0,063 ± 0,010	0,20 ± 0,07	0,088 ± 0,012	2,1
Al (%)	2,52 ± 0,30	1,32 ± 0,06	1,76 ± 0,72	1,82 ± 0,35	8,1
Si (%)	3,43 ± 0,77	1,86 ± 0,087	2,48 ± 0,32	2,63 ± 0,49	27,7
P (%)	0,030 ± 0,007	0,020 ± 0,003	0,038 ± 0,005	0,080 ± 0,016	0,11
S (%)	0,61 ± 0,049	1,61 ± 0,04	0,57 ± 0,06	2,35 ± 0,03	0,026
Cl (mg/kg)	133 ± 13	1785 ± 88	41 ± 37	2598 ± 590	130
K (%)	0,27 ± 0,06	0,085 ± 0,008	0,12 ± 0,03	0,33 ± 0,06	2,6
Ca (%)	2,20 ± 0,07	0,48 ± 0,03	1,15 ± 0,05	0,15 ± 0,015	3,6
Sc (mg/kg)	2,32 ± 0,37	2,81 ± 0,17	1,75 ± 0,28	3,47 ± 0,27	22
Ti (%)	0,097 ± 0,02	0,062 ± 0,003	0,034 ± 0,0035	0,075 ± 0,011	0,44
V (mg/kg)	28 ± 5	22,2 ± 1,7	4,95 ± 1,09	32,1 ± 3,3	135
Cr (mg/kg)	11,4 ± 2,7	12,5 ± 1,2	35,5 ± 25,5	22,7 ± 4,6	100
Mn (mg/kg)	185 ± 21	28,3 ± 3,4	51,6 ± 23,1	121 ± 30	950
Fe (%)	0,69 ± 0,17	0,86 ± 0,095	0,68 ± 0,16	3,47 ± 0,38	5
Co (mg/kg)	1,77 ± 0,33	3,2 ± 0,3	0,99 ± 0,09	7,8 ± 0,6	25
Ni (mg/kg)	7,1 ± 2,0	10,9 ± 1,4	9,85 ± 2,04	21,1 ± 1,2	75
Cu (mg/kg)	14,4 ± 1,3	10,1 ± 0,8	7,7 ± 1,4	21,2 ± 1,6	55
Zn (mg/kg)	11,1 ± 3,1	14,1 ± 2,0	9,2 ± 5,2	53 ± 12	70
Ga (mg/kg)	6,8 ± 0,9	4,4 ± 0,4	5,0 ± 2,7	5,9 ± 0,8	15
As (mg/kg)	10,4 ± 2,7	4,9 ± 0,7	4,8 ± 9,8	94 ± 14	1,8
Se (mg/kg)	2,5 ± 0,2	2,0 ± 0,14	1,4 ± 0,2	3,3 ± 0,2	0,05
Br (mg/kg)	1,31 ± 0,14	11,6 ± 1,0	1,6 ± 0,4	40,8 ± 7,5	2,5
Rb (mg/kg)	10,78 ± 3,11	6,1 ± 0,7	3,0 ± 0,8	20,3 ± 5,4	90
Sr (mg/kg)	315 ± 33	132 ± 2,9	331 ± 37	56 ± 10	375
Y (mg/kg)	8,9 ± 1,0	7,9 ± 0,8	5,8 ± 1,1	6,9 ± 0,3	33
Zr (mg/kg)	73 ± 6	37 ± 3	47 ± 9	22,7 ± 1,3	165
Nb (mg/kg)	5,2 ± 0,4	2,8 ± 0,6	2,7 ± 0,8	2,4 ± 0,3	20
Mo (mg/kg)	5,5 ± 0,5	1,7 ± 0,4	1,6 ± 0,2	5,6 ± 1,0	1,5
Ag (mg/kg)	0,073 ± 0,011	<,02	0,079 ± 0,026	0,68 ± 0,068	0,07
Cd (mg/kg)	0,080 ± 0,027	0,047 ± 0,005	0,21 ± 0,05	0,19 ± 0,07	0,2
Sb (mg/kg)	0,70 ± 0,09	0,62 ± 0,11	0,46 ± 0,14	2,10 ± 0,40	0,2
Cs (mg/kg)	1,04 ± 0,28	0,46 ± 0,064	0,29 ± 0,08	1,83 ± 0,23	3
Ba (mg/kg)	698 ± 306	245 ± 31	683 ± 68	91 ± 11	425
La (mg/kg)	11,2 ± 0,8	7,5 ± 0,5	7,2 ± 2,0	11,8 ± 0,6	30
Ce (mg/kg)	21,5 ± 5,8	14,6 ± 1,6	15,3 ± 4,7	27,7 ± 0,6	60
Sm (mg/kg)	1,4 ± 0,1	1,4 ± 0,16	1,2 ± 0,4	1,77 ± 0,07	6
Eu (mg/kg)	0,31 ± 0,036	0,29 ± 0,03	0,13 ± 0,025	0,41 ± 0,018	1,2
Hg (mg/kg)	0,122 ± 0,019	0,13 ± 0,03	0,090 ± 0,028	0,13 ± 0,098	0,08
Tl (mg/kg)	<0,05	<,5	<0,05	1,56 ± 0,25	0,5
Pb (mg/kg)	13,1 ± 1,8	3,78 ± 0,78	7,7 ± 3,2	39,4 ± 9,4	13
Th (mg/kg)	5,8 ± 0,7	2,31 ± 0,11	4,1 ± 2,1	3,02 ± 0,24	7,2
U (mg/kg)	3,2 ± 0,2	1,18 ± 0,17	1,3 ± 0,3	2,39 ± 0,64	1,8

(Adapté de Evans et coll., 1985, tableau 6.2.)

souterraines et adsorbé sur le matériel charbonneux. La source de l'U dans les charbons de la Saskatchewan n'a pas encore été déterminée.

GÉOCHIMIE DE L'URANIUM DE L'EAU SOUTERRAINE

On trouve l'uranium sous quatre formes de valence : U^{3+}, U^{4+}, U^{5+} et U^{6+}. Dans les eaux naturelles, l'uranium est habituellement présent à l'état hexavalent, formant l'ion uranyle bivalent UO_2^{2+}, qui est stable. Un certain nombre de facteurs influent sur le comportement de l'uranium dans l'eau souterraine (Langmuir, 1978). Parmi ceux-ci, mentionnons :

1. la concentration et la lessivabilité de l'U dans la roche mère, la litho-stratigraphie de l'aquifère et les sols de la zone d'alimentation;

2. la proximité de l'aquifère et d'unités stratigraphiques uranifères;

3. le degré d'isolement, sur le plan hydraulique, de l'eau souterraine par rapport aux réserves d'eau douce de composition différente;

4. l'influence de l'évapo-transpiration;

5. le pH et le potentiel redox de l'eau (Hostetler et Garrels, 1962);

6. les concentrations d'espèces ioniques comme le carbonate, le phosphate, le vanadate, les fluorures, les sulphates, le silicate, le calcium et le potassium, qui peuvent former des complexes d'uranium ou entraîner la cristallisation de minéraux uranifères;

7. la présence de phases de sorption, par exemple, la matière organique.

Ces facteurs ont des effets constants ou négligeables sur les teneurs en U des aquifères plus profonds ou des rivières d'importance (Langmuir, 1978). Toutefois, ils peuvent provoquer de grandes variations dans les teneurs en U des plus petits cours d'eau (Rose, 1977). Bien que l'adsorption joue un rôle extrêmement important dans le comportement de l'uranium dans les eaux naturelles à des températures basses, les précipitations induites par les processus de réduction peuvent également avoir une influence marquée sur la quantité d'uranium dans de telles eaux.

Dans les eaux de surface et les eaux souterraines oxydantes, le transport de l'uranium se fait généralement sous forme d'ion uranyle (UO_2^{2+}, UO_2^{+}). Dans les eaux naturelles, l'uranium forme habituellement des complexes avec le carbonate, l'hydroxyde, le phosphate, les fluorures et les sulfates (Langmuir, 1978). Ces complexes accroissent la solubilité des phases uranifères de même que la mobilité de l'uranium dans les eaux de surface et les eaux souterraines. La nature de la complexion est fortement influencée par la disponibilité de ligands complexants appropriés dans l'eau ainsi que par le pH.

Langmuir (1978) a procédé à des recherches thermochimiques sur la nature de ces processus de complexion en regard de l'uranium. Les complexes de carbonates d'uranyle sont des espèces importantes dans les eaux souterraines dont les températures sont basses (25 °C) et dont la pression partielle de CO_2 est de 10^{-2} atm. Toutefois, leur stabilité dépend fortement de la température, et à 100 °C et à une fugacité du CO_2 et 10^{-2}, ou moins, les complexes de carbonates d'uranyle sont moins importants que les complexes hydroxyles, quel que soit le pH. Les complexes de phosphates d'uranyle semblent être très stables dans les eaux dont la teneur en PO_4 est de 0,1 mg/L et dont l'intervalle du pH va de 4 à >10. La complexion des fluorures semble être la plus importante à des pH inférieurs à 4 dans les eaux souterraines réductrices présentant des teneurs typiques en fluorures. Lorsque les concentrations de sulfates sont d'environ 100 mg/kg, le sulfate d'uranyle est une espèce importante à des pH supérieurs à 7.

L'uranium précipite à partir d'une solution aqueuse lorsqu'il est réduit en UO_2 (Langmuir, 1978). Ceci est possible d'un point de vue thermodynamique à des valeurs de Eh se situant entre +80 et −50 mV dans des conditions neutres à légèrement alcalines (pH de 7-8). Toutefois, en milieu réducteur, l'uranium est habituellement présent sous forme d'ion uraneux tétravalent (U^{4+}) et précipite sous forme de $USiO_4$ coffinite ou sous forme d'autres espèces dont la composition est influencée par les anions disponibles en solution (Morin, 1983).

D'après Osmond et Cowart (1976), les teneurs en U dissous de la plupart des eaux souterraines vont d'environ 0,001 µg/L (ppb) à 1 mg/L (ppm). Il existe une corrélation générale entre les concentrations plus faibles (<1 µg/kg) et les aquifères

réducteurs. Aux États-Unis, à une échelle régionale, les concentrations les plus élevées d'uranium dissous sont observées dans les Grandes Plaines occidentales, où la concentration moyenne est d'environ 2,2 mg/kg (Scott et Barker, 1962). Cet uranium serait dérivé de l'altération des cendres volcaniques des aquifères gréseux du Tertiaire. Arendt et coll. (1980) et Spalding et Druliner (1981) ont démontré qu'il existe fréquemment une corrélation positive entre l'U et la quantité de MSDT. Une telle corrélation reflète probablement le degré de concentration plus élevé des complexants aqueux mentionnés précédemment. Toutefois, on peut observer des concentrations plus élevées non reliées aux MSDT (Spalding et Druliner, 1981). Ces concentrations seraient le résultat de changements dans l'état d'oxydation de l'U dans l'aquifère, lequel entraîne une libération de l'U adsorbé sur la matière organique et les oxyhydroxydes Fe-Mn-Ti (Langmuir, 1978).

D'après Dyck et coll. (1976), les teneurs en uranium et en radon des eaux souterraines du sud de la Saskatchewan vont d'en-deçà de la limite de détection à 240 µg/L et 4100 pCi/L (152 Bq/L), respectivement. Ces auteurs démontrent dans leur étude qu'il existe une corrélation entre la profondeur du puits et les concentrations d'uranium et de radon; les concentrations les plus faibles ont été observées dans les puits les plus profonds de la même formation d'aquifère. Les auteurs ont également noté une corrélation positive marquée entre l'alcalinité et la teneur en uranium des eaux souterraines. Ils ont proposé le modèle suivant pour expliquer leurs observations : *a)* lessivage de l'U des roches de surface et du lignite; *b)* transport en solution dans l'aquifère; *c)* perte de Rn par désintégration (et diffusion?); et *d)* perte d'U par précipitation ou dilution latérale.

Tableau 9. Analyses de certains éléments traces du charbon de Shaunavon

Élément	S-73	S-76	S-77
As (mg/kg)	2,1	3,7	15
Pb (mg/kg)	15	24	11
Se (mg/kg)	1,3	1,6	0,8
Cd (mg/kg)	0,5	0,4	0,4
Be (mg/kg)	1,9	2,6	2,0
V (mg/kg)	16	23	20
U (mg/kg)	2,2	3,0	5,2

(Données fournies par B. Kybett, Université de Regina.)

Il existe toutefois une explication plus plausible du modèle décrit ci-dessus, à savoir que les puits plus profonds ont une capacité réductrice plus élevée et favorisent par le fait même la précipitation de l'uranium, alors que l'alcalinité plus élevée des puits moins profonds accroît la solubilité de l'uranium à cause de la complexion en phase aqueuse du carbonate d'uranyle.

Des études des teneurs en U de divers types d'eau ont été effectuées par Fix (1956), Koczy (1963), Rogers et Adams (1970), Cothern et Lappenbusch (1983), et Dearborn (1985). Un résumé des données applicables à différents milieux terrestres apparaît au tableau 10. Selon Fix (1956), la teneur minimale en uranium des cours d'eau des États-Unis est de 0,1 µg/L. Toutefois, les teneurs en uranium des eaux des régions uranifères sont beaucoup plus élevées, par exemple, 1–10 µg/L dans les eaux de surface, et 1–120 µg/L dans les eaux souterraines. Dans les eaux des mines d'uranium, l'intervalle typique est de 15–400 µg/L (Fix, 1956). D'après Cothern et Lappenbusch (1983), les teneurs en uranium des eaux des fleuves vont de 0,02 µg/L pour le fleuve Saint-Laurent, à 1,6 µg/L pour les fleuves Gange-Brahmapoutre.

Tableau 10. Teneurs en uranium de divers types d'eaux naturelles

Type d'eau ou emplacement	Teneur en uranium (mg/L)
Moyenne mondiale	0,001
	0,006
Eau de surface naturelle	0,001
	0,002
Eau minéralisée	0,050
	0,460
	0,600
Eau de mer	0,000 36 à 0,059
	0,001 à 0,005
	0,003
	0,003
	0,003
	0,0033
	0,0033
Eau douce	0,0001
	0,0006
	0,001
	0,001 à 0,010
Eau des cours d'eau des États-Unis	0,0005
Eau des cours d'eau de l'ouest des États-Unis	0,005
Inde	0,000 01 à 0,007
Mer Noire et Méditerranée	0,002
Fleuve Amazone	0,000 04

(Tiré de Dearborn, 1985, tableau 2.)

Baweja et coll. (1987) ont rassemblé des données sur la teneur en radionucléides de certaines eaux de surface du Canada, dans le cadre du Programme national de contrôle des radionucléides. Au cours des années de surveillance (de 1981 à 1984), la teneur moyenne en U de la rivière East Poplar a été de 2,84 ± 0,76 µg/L. Cette valeur est environ deux fois plus élevée que la valeur moyenne de l'U pour les eaux de surface du Canada mentionnée dans ce rapport, soit 1,35 µg/L. Toutefois, elle est environ deux fois moins élevée que celle mentionnée par Dearborn (1985) pour les eaux des rivières de l'ouest des États-Unis (tableau 10).

COMPORTEMENT ET RADIOCHIMIE DES RADIONUCLÉIDES DU CHARBON ET DE L'EAU SOUTERRAINE

Les produits de trois chaînes de désintégration radioactive peuvent être présents dans le charbon et les eaux souterraines qui leur sont associées (Koester et Zieger, 1978), soit : *a)* la chaîne uranium, qui résulte de la désintégration de l'U-238; *b)* la chaîne thorium, dérivée de la désintégration du Th-232; et *c)* la chaîne actinium, qui résulte de la désintégration de l'U-235.

La demi-vie du premier membre de chaque chaîne de désintégration est relativement longue, c.-à-d. $4,5 \times 10^9$ ans pour l'U-238, $1,4 \times 10^{10}$ ans pour Th-232, et $7,0 \times 10^8$ ans pour l'U-235. Les autres membres de la série ont des demi-vies plus courtes. Les schémas de désintégration sont illustrés à la figure 11. Plusieurs radionucléides de filiation sont extrêmement importants sur le plan de la radiotoxicité environnementale. Les isotopes importants du point de vue de l'environnement incluent le Th-230, le Ra-226, le Rn-222, le Pb-210, le Po-210, le Ra-228, le Th-228 et le Rn-220 (Koester et Zieger, 1978). L'un des plus importants nucléides est le Rn-222, un gaz mobile dont la demi-vie est courte (3,8 jours), produit par la désintégration alpha du Ra-226 dont la demi-vie est de 1622 ans. Les produits de filiation du Rn-222 apparaissant à la figure 11 constituent une source de radioactivité étendue et mesurable à la surface du globe (Koester et Zieger, 1978).

Les radionucléides présents dans l'environnement sont rarement en équilibre (le rapport nucléide mère:fille n'est pas constant) à cause de mobilités différentes des isotopes mère et fille. Par exemple, l'U-238 est lessivé du sol, des roches et du charbon beaucoup plus facilement que les isotopes de filiation Th-230, Ra-226, Pb-210 et Pb-206 (Patzer, 1976) parce que l'uranium forme des complexes ioniques solubles (Langmuir, 1978; Sheppard, 1980). Le Ra-226 est relativement immobile, sauf lorsque le pH est bas. Le Pb-210 est également relativement immobile et est partagé en sulfures et en sulfates (Dyck, 1974). La précipitation de ces phases est fonction des concentrations totales de Pb (dont le Pb-210 est un composant mineur). Si le Pb total en solution reste constant, le Pb-210 peut varier de plusieurs ordres de grandeur sans causer la précipitation d'une phase plombifère. Toutefois, si la concentration du Pb total s'accroît, il y a précipitation et les concentrations de Pb-210 peuvent changer de façon substantielle à cause du partage isotopique et de l'échange isotopique (S.R. Moran, 1986, Saskatchewan Environment, comm. pers.). Le Pb-210 excédentaire que l'on trouve fréquemment dans les sédiments des lacs et rivières peut être attribuable à des processus atmosphériques par l'entremise de la désintégration du Rn-222 en son produit de filiation, le Pb-210 (Dearborn, 1985).

La radioactivité du charbon est causée par les radionucléides naturels U-238, Th-232, leurs isotopes de filiation, et K-40. On trouve de l'uranium dans les matériaux organiques, alors que le thorium et le potassium se partagent dans les minéraux inorganiques (Breger et coll., 1955). Dans une étude détaillée de la teneur en radionucléides des charbons des États-Unis, Beck et coll. (1979) ont démontré que les concentrations d'U et de Th étaient plus élevées dans le lignite que dans les charbons de catégorie supérieure (figure 12). La compilation des concentrations et des activités des radionucléides des charbons du Canada, dressée par Dearborn (1985), apparaît au tableau 11 et est illustrée aux figures 12 et 13. Cette compilation fait clairement ressortir que les lignites du Canada renferment des concentrations nettement plus élevées d'U-238 que les lignites mentionnés dans l'étude américaine.

Les teneurs en radionucléides du lignite du bassin de la rivière Poplar apparaissent au tableau 12. Bien que ces teneurs soient plus élevées que celles d'autres charbons du Canada, elles se situent néanmoins dans l'intervalle signalé pour le charbon par Beck (1980) (cité dans Evans et coll., 1985). Selon Evans, les charbons du bassin de la rivière Poplar présentent un déséquilibre évident dans la chaîne de désintégration de l'U-238. Ainsi, le Th-230 est deux fois plus actif que l'U-238 (substance mère), et l'activité du Ra-226 n'est que de 40 % environ de celle du Th-230.

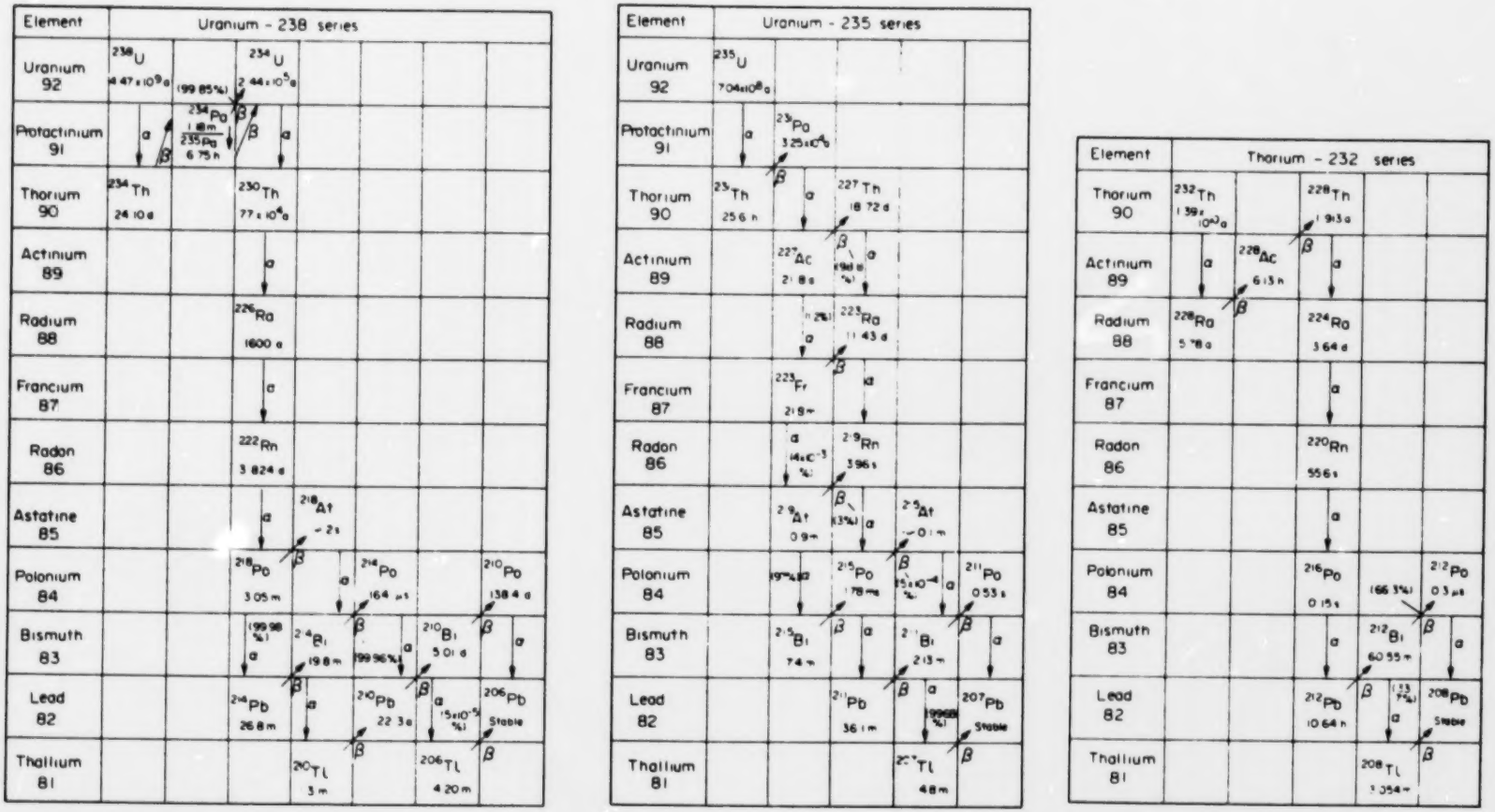

Figure 11. Chaînes de désintégration de l'U-238, de l'U-235 et du Th-232. (Reproduit avec la permission de P. Henderson, Inorganic Geochemistry, 1982. Pergamon Press, Oxford; figures 9.1, 9.2 et 9.3.)

Les radionucléides rejetés dans l'air pendant la combustion du charbon reflètent, en gros, la teneur originelle en Th et en U du combustible (Dearborn, 1985). Si les concentrations de radionucléides sont plus élevées que les concentrations de fond, elles peuvent avoir des répercussions marquées sur l'environnement. L'activité du Th-232 dans les cendres actuellement émises par les centrales électriques du Canada, y compris la centrale électrique de la rivière Poplar, est de 1,0–3,0 pCi/g (37–111 mBq/g). Toutefois les émissions d'U-238 de la centrale électrique de la rivière Poplar sont nettement plus élevées que celles, par exemple, de la centrale Lingan, en Nouvelle-Écosse.

Le Pb-210 et le Po-210 sont des nucléides volatils et potentiellement solubles. À la centrale électrique de la rivière Poplar, l'activité moyenne du Pb-210 dans l'eau provenant des dépôts de cendres hydratées est d'environ 0,4 pCi/L (14,8 mBq/L), valeur nettement plus élevée que celle signalée par Evans et coll. (1985) pour le réservoir Cookson, soit 0,06 pCi/L (2,2 mBq/L). Les teneurs en Pb-210 des eaux en contact avec les cendres volantes de la rivière Poplar sont environ 200 fois moins élevées que la norme applicable aux États-Unis pour les émissions continues. Néanmoins, d'après ces résultats, les radionucléides seraient redistribués dans l'environnement des environs de la centrale électrique.

On peut déterminer l'étendue de la redistribution des nucléides dans l'environnement à partir des études sur le déséquilibre de l'uranium. Après la découverte, par Cherdynstev et coll. (1955), d'un déséquilibre isotopique entre l'U-234 et l'U-238 dans des échantillons d'eau souterraine et d'eau de surface, une grande quantité de renseignements ont été recueillis sur le déséquilibre de l'uranium (Osmond et Cowart, 1976), particulièrement sur le lien entre le rapport d'activité (RA), c'est-à-dire U-234/U-238, et la concentration d'uranium. Des rapports d'activité de l'uranium de l'eau souterraine atteignant jusqu'à 15,6 et 40,7 ont été signalés récemment par Szabo (1982) et Gilkeson et coll. (1983), respectivement.

On considère que les rapports élevés résultent d'un recul alpha direct du Th-234 à l'interface roche–eau (Kigoshi, 1971). Le Th-234 (demi-vie de 24,1 jours) se désintègre en U-234, lequel enrichit l'eau souterraine. Le lessivage préférentiel des atomes de l'U-234 constitue un autre mécanisme exigeant que les atomes de l'U-234 soient plus solubles que ceux de l'U-238. L'auto-oxydation

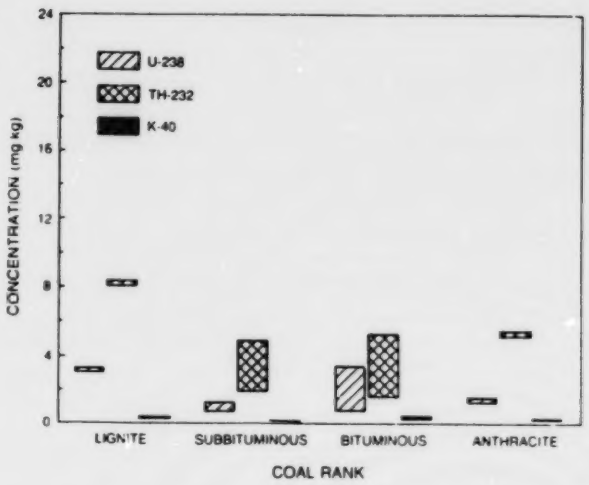

Figure 12. Variation dans la concentration des radionucléides par catégorie de charbon pour les charbons des États-Unis. Tiré de Dearborn, 1985, figure 7.)

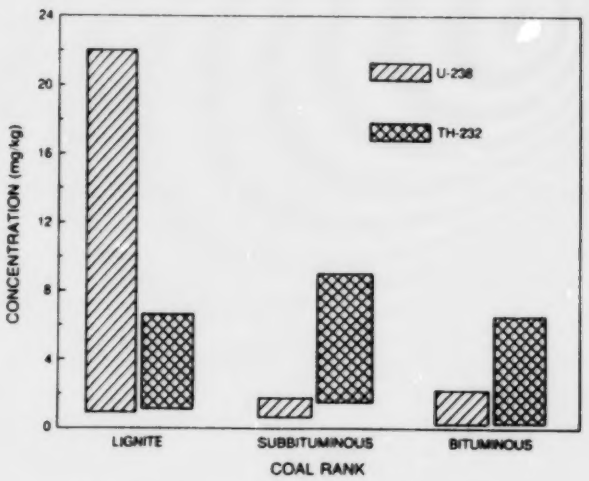

Figure 13. Variation dans la concentration des radionucléides par catégorie de charbon pour les charbons du Canada. (Tiré de Dearborn, 1985, figure 8.)

pourrait expliquer le lessivage préférentiel de l'U-234 par rapport à l'U-238 (Rosholt et coll., 1965), étant donné que l'hydrosolubilité de l'U de valence +5 et +6 est beaucoup plus grande que celle de la valence +4 (Langmuir, 1978). Raabe et coll. (1973) avancent que le dommage causé par le rayonnement au cours de la désintégration alpha constitue la principale cause du lessivage préférentiel de l'U-234. Les rapports d'activité élevés dans l'eau souterraine reflètent donc l'effet combiné de la désintégration, du recul et du lessivage préférentiel de l'U-234.

Tableau 11. Concentrations et activités de ^{238}U, ^{232}Th, et ^{40}K dans les charbons du Canada

^{238}U		^{232}Th		^{40}K		Source et catégorie de charbon	
Conc. (mg/kg)	Activité (Bq/kg)	Conc. (mg/kg)	Activité (Bq/kg)	Conc. (mg/kg)	Activité (Bq/kg)	A-Anthracite B-Charbon bitumineux S-Charbon sub-bitumineux L-Lignite	Référence
1,89	(23,7)	2,5 à 3,8	(10,4 à 15,5)			C.-B., Hat Creek-S/L	Dearborn (1982)
0,6 à 1,6	(7,8 à 19,6)	1,3 à 2,0	(5,2 à 8,1)			C.-B., Kootenay Est-B	Dearborn (1982)
0,5 à 1,7	(6,3 à 21,8)	1,59 à 9,0	(5,9 à 36,6)			Alberta, plaines-S	Dearborn (1982)
1,2 à 2,0	(14,4 à 25,5)	0,9 à 6,5	(3,7 à 26,6)			Alberta, contrefort-B	Dearborn (1982)
0,8 à 2,9	(10,0 à 36,6)	1,0 à 6,6	(4,1 à 27,0)			Sask-Estevan-L	Dearborn (1982)
<0,1 à 1,0	(<1,3 à 12,2)	0,2 à 6,1	(0,7 à 24,8)			Sydney, N.-É.-B	Dearborn (1982)
1,2 à 2,2	(15,5 à 27,8)	1,9 à 5,5	(7,8 à 22,6)			Pictou et Cumberland, N.-É.-B	Dearborn (1982)
1,2 à 1,6	(14,8 à 19,6)	1,1 à 3,6	(4,4 à 14,8)			N.-B., Minto-B	Dearborn (1982)
2,9 à 11,0	(36,2 à 138,6)					Saskatchewan-L	MacCormack (1979)
0,78	(10,0)					Alberta-S	MacCormack (1979)
1,4	(17,8)	5,3	(21,5)			C.-B., Hat Creek-S/L	B.C. Hydro (1981)
1,2	(15,2)	2,3	(9,3)			Alta-Luscar-B	Curtis (1980)
1,3	(16,3)	2,9	(11,8)			Byron Creek-B	Curtis (1980)
(1,0)	12,4	(1,9)	7,5	(0,11)	26,4	50/50, Appalaches aux É.-U. et Ouest canadien, utilisé à Nanticoke-B	Tracy et Prantl (1981)
0,7	(8,9)	1,4	(5,6)	0,14	(35,2)	Centrale Lakeview, charbon de l'est des É.-U.-B	Muller et Bagg (1981)
<1 à 17	(11,1 à 214,6)					Sask-Estevan-L	Cameron et Birmingham (1970)*
1 à 22	(14,8 à 277,5)					Sask-Willowbunch-L	Cameron et Birmingham (1970)*

Remarque : *Les valeurs originelles comme U_3O_8 (acide urano-uranique) ont été converties en U comme suit :

$$\frac{wt.U_3}{wt.U_3O_8} = \frac{714g}{842} = 0{,}85 \times U_3O_8 = {}^{238}U$$

( ) Valeurs calculées

(Tiré de Dearborn, 1985, tableau 8.)

Un certain nombre d'études ont porté sur le lien entre la concentration de l'U et les rapports U234/U238 dans les eaux souterraines (voir, par exemple, Osmond et Cowart, 1976, 1981; Cowart et Osmond, 1980; Chatham et coll., 1981). Cowart et Osmond (1980) ont avancé qu'en calculant U-234/U-238 par rapport à U, on pourrait faire le lien entre l'évolution de l'eau souterraine et sa distance des sites uranifères. Toutefois, d'après Chatham et coll. (1981), cette méthode ne peut s'appliquer aux eaux souterraines réductrices, car les concentrations d'U soluble sont généralement inférieures à 1 µg/L. Comme les concentrations d'uranium sont relativement élevées dans les eaux souterraines du sud de la Saskatchewan, les blocs diagrammes de Cowart et Osmond (1980), qui relient les rapports d'activité élevés aux concentrations d'U, pourraient être utilisés dans la détermination de la dissolution de l'uranium dans les eaux d'exhaure de la mine de Coronach et de sa dispersion dans les eaux de surface du bassin de la rivière Poplar s'écoulant vers le sud.

Le He-4, formé par la désintégration alpha de l'uranium et du thorium, constitue un autre nucléide ayant fait l'objet d'une grande attention dans les études récentes sur la dynamique de l'eau souterraine. Grâce à la mesure des rapports isotopiques He-3/He-4 pour l'hélium dissous dans les eaux souterraines, on a pu calculer les temps de séjour des eaux souterraines dans les aquifères (voir Andrews et Lee, 1979; Andrews et coll., 1982; Bottomley et coll., 1984). Toutefois, les études multichronométriques de l'âge de l'eau souterraine ont montré que les âges de l'hélium sont habituellement supérieurs aux âges obtenus par la technique du C-14 (Andrews et Lee, 1979; Andrews et coll., 1982), peut-être à cause du comportement des systèmes ouverts et de l'apport de l'hélium radiogénique provenant d'une autre source. Les hypothèses sur lesquelles se fonde la fiabilité des âges du He-4 sont résumées dans Bottomley et coll. (1984).

IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES CONTAMINANTS DÉRIVÉS DU CHARBON SUR LES EAUX DE LA VALLÉE DE LA RIVIÈRE POPLAR

Utilisation de l'eau dans la vallée de la rivière Poplar

Dans la vallée de la rivière Poplar, l'eau est principalement utilisée à des fins agricoles. Un certain nombre de petits réservoirs ont été construits pour l'abreuvage des animaux d'élevage, et l'eau souterraine sert à l'irrigation des cultures de luzerne, de foin, de blé et d'orge. L'irrigation est très répandue, principalement dans la région située entre la réserve indienne de Fort Peck et la frontière internationale, et représenterait 70 % de l'eau utilisée dans cette portion du bassin. L'eau du réseau de la rivière Poplar alimente également les réserves d'eau potable de Coronach (Saskatchewan) et de Scobey (Montana). Le bassin de la rivière Poplar fournit aussi l'eau de consommation domestique des secteurs ruraux et celle utilisée dans l'irrigation des jardins potagers (International Poplar River Water Quality Study, 1979a).

Ressources biologiques de la vallée de la rivière Poplar

Les ressources biologiques du réseau de la rivière Poplar incluent les plantes aquatiques, les espèces fauniques invertébrées, les populations de poisson, la sauvagine et les ongulés (International Poplar River Water Quality Study, 1979a). Comme plusieurs de ces ressources font partie de la chaîne alimentaire humaine, les répercussions possibles des eaux d'exhaure sur la qualité des réserves d'eau de surface et d'eau souterraine dans la vallée de la rivière Poplar au cours de l'exploitation minière du filon houiller de Hart doivent faire l'objet d'un examen détaillé.

Effets environnementaux des éléments traces et des radionucléides dérivés du charbon

Une fois rejetés dans l'environnement, les éléments traces, y compris les métaux lourds toxiques et les radionucléides, peuvent se concentrer tant dans les plantes que dans les animaux et avoir des répercussions écologiques graves. Si ces plantes et animaux font partie de la chaîne alimentaire humaine, ils posent des risques pour la santé. Par conséquent, dans des milieux fragiles comme la vallée de la rivière Poplar, les principales préoccupations que soulèvent les éléments traces sont *a)* l'accumulation d'éléments toxiques dans le sol, les sédiments, l'eau de surface et l'eau souterraine, et *b)* les effets à long terme de la bioaccumulation des éléments traces.

Les contaminants présents dans l'environnement sous forme d'éléments traces influent sur les plantes et les animaux, soit directement, soit indirectement. Bien que de nombreux éléments traces soient toxiques pour les plantes et les animaux, les concentrations entraînant une telle toxicité sont

habituellement beaucoup plus élevées que les concentrations de fond. Un résumé des effets physiques, chimiques et biologiques de certains éléments traces est fourni à l'annexe. Des études détaillées de la toxicité relative des éléments traces et des radionucléides ont été effectuées par Bowen (1979), Gough et coll. (1979), Swanson (1982), Tracy et Prantl (1985), et Dearborn (1985).

Le comportement des éléments traces dans les milieux terrestres et aquatiques est extrêmement complexe (Bowen, 1979). Les concentrations des éléments traces en solution sont régies dans une forte proportion par les processus biogéochimiques. Toutefois, la forme chimique des éléments dans l'environnement (eau du sol, eau souterraine, lacs et rivières) est fortement influencée par le potentiel redox, le pH, la pression partielle d'O_2 et de CO_2, la température et la dureté de l'eau. Les taux de mobilisation et la biodisponibilité résultante des éléments traces sont principalement régis par le pH, le Eh et la teneur en éléments du sol et de l'eau, et par la dynamique des réseaux d'eau de surface et d'eau souterraine. Un résumé des mobilités relatives de certains éléments traces apparaît au tableau 13. La biodisponibilité de nombreux métaux décroît avec l'augmentation du pH.

La bioaccumulation (accumulation au-delà des concentrations normales dans un organisme) et la bioamplification (concentration progressive dans la chaîne alimentaire) des éléments traces sont fonction de la répartition et de la forme chimique des éléments traces dans l'environnement. Elles dépendent également, dans une large mesure, des types d'organismes et des habitudes alimentaires de ces organismes. Les rapports (facteurs) de concentration de certains éléments traces sont fournis au tableau 14. Les invertébrés aquatiques présentent les facteurs de concentration les plus élevés pour les éléments suivants : Cd, Mn, Hg, Ra (et peut-être U), Ag, Tl, Th, V et Zn. Fait révélateur, plusieurs de

Tableau 12. Teneurs en radionucléides (pCi/g) du charbon de la rivière Poplar et d'autres localités avec des données comparatives tirées de Beck (1980)

Espèce	Rivière Poplar	Battle River	Nanticoke	Beck
Th-232	0,63 ± 0,07	0,39	0,25 ± 0,01	0,49
Th-228	0,63 ± 0,01	0,35 ± 0,01	0,25 ± 0,01	
U-238	1,26 ± 0,14	0,42	0,59 ± 0,05	0,57
Th-230	2,5 ± 0,6	0,54 ± 0,40	<0,6	
Ra-226	1,05 ± 0,02	0,35 ± 0,01	0,34 ± 0,01	
Pb-210	1,72 ± 0,09	0,60 ± 0,07	0,39 ± 0,05	

(Adapté de Evans et coll., 1985, tableau 6.15.)

Remarque : 1 pCi/g = 37 mBq/g.

Tableau 13. Mobilité relative de certains métaux[a]

	Conditions environnementales			
Mobilité relative	Oxydation aérobie	Milieu acide	Milieu neutre à alcalin	Réduction anaérobie
Élevée	Zn, As	Zn, Cu, Ni, Hg, As		
Moyenne	Cu, Ni, Hg, Cd	Cd	Cd, As	
Faible	Pb	Pb, Mn	Pb, Mn	Mn
Très faible à immobile	Mn, Cr	Cr	Cr, Zn Cu, Ni, Hg	Cr, Zn, Cu, Ni, Hg, Cd, Pb, As

[a] Adapté de Brooks (1977).

(Tiré de Van Voris et coll., 1985, tableau 4.2.)

Tableau 14. Rapports de concentration des éléments traces en fonction de rations comestibles[a,b]

Élément trace	Plantes terrestres	Invertébrés aquatiques	Poisson
Antimoine	1	10	1
Arsenic	4,2	333	333
Béryllium	16	10	2
Cadmium	222	2,000	200
Chrome	250	20	40
Cobalt	87	200	20
Cuivre	1000	1,000	200
Germanium	—	33	3,300
Plomb	2	100	300
Manganèse	3000	40,000	100
Mercure	26	100,000	1,000
Molybdène	900	10	10
Nickel	331	100	100
Radium	85	250	50
Sélénium	4	167	167
Argent	32	769	2
Tellure	0,1	75	400
Thallium	4	15,000	10,000
Thorium	1	500	30
Étain	0,25	1,000	3,000
Tungstène	24	10	1,200
Vanadium	1	3,000	10
Zinc	40	10,000	1,000

[a] Données tirées de Vaughan et coll., 1975.

[b] Dans le poisson, les concentrations sont généralement plus élevées dans le tube digestif, les viscères et la peau que dans le tissu musculaire comestible.

(Tiré de Van Voris et coll., 1985, tableau 4.3.)

ces éléments sont relativement enrichis dans le lignite du bassin de la rivière Poplar (voir le tableau 8).

On trouvera au tableau 15 la liste des éléments traces (oligo-éléments) essentiels au fonctionnement biologique normal des organismes, de même que la concentration de ces éléments dans le sol, l'eau douce et l'eau de mer. Des études ont démontré que dans les milieux terrestres, les animaux tirent généralement de la chaîne alimentaire et de l'eau les éléments traces dont ils ont besoin, alors que les plantes les tirent du sol ou de la poussière tombant sur leurs feuilles.

Dans les milieux aquatiques (lacs et réservoirs), les éléments traces précipitent facilement et s'accumulent dans les sédiments qui les « piègent » efficacement. Dans les rivières, les éléments traces se déplacent avec l'argile ou les particules en suspension, habituellement pendant les périodes où le débit est maximal et que les sédiments-pièges se répartissent. Les éléments traces dissous sont rarement transportés sur des distances importantes (Gibbs, 1973). Ramamoorthy et Kushner (1975) ont démontré que le carbonate et le bicarbonate dans l'eau du sol et l'eau souterraine constituent des ligands complexants extrêmement efficaces pour certains éléments traces en provoquant leur immobilisation.

Parmi les façons dont plusieurs des éléments traces dérivés du charbon peuvent être rejetés dans l'environnement autour des centrales électriques alimentées au charbon, mentionnons : *a)* la poussière des parcs à charbon; *b)* l'affouillement de ces parcs; *c)* la poussière résultant du concassage; *d)* les fuites des bassins de décantation des cendres; et *e)* les émissions des cheminées (Scott et Hays, 1975; Dvorak et Lewis, 1978; Blackwood et Wachter, 1978; Van Voris et coll., 1985). À la centrale électrique de la rivière Poplar, il faudrait

Tableau 15. Éléments traces (oligo-éléments) essentiels aux plantes et aux animaux

Élément	Concentration moyenne (mg/kg)			Remarques
	Sol	Eau douce	Eau de mer	
Bore	20	0,015	4,4	essentiel pour les algues bleu-vert, les diatomées et les plantes à graine
Chrome	70	0,001	0,0003	réputé essentiel pour les mammifères (sous forme de Cr^{3+})
Cobalt	8	0,0002	0,00002	essentiel pour tous les organismes, sauf peut-être pour les algues vertes et les plantes à graine; présent dans la vitamine B_{12}
Cuivre	30	0,003	0,00025	essentiel pour tous les organismes
Fluor	200	0,1	1,3	probablement essentiel pour les mammifères
Iode	5	0,002	0,06	essentiel pour les coraux, les éponges, les ascidiens, les vertébrés et peut-être les plantes à graine
Fer	46000	0,5	0,002	essentiel pour tous les organismes
Manganèse	1000	0,008	0,0002	essentiel pour tous les organismes
Molybdène	2	0,0005	0,01	essentiel pour tous les organismes
Nickel	50	0,0005	0,00058	essentiel pour certains microbes et certaines plantes, et pour tous les vertébrés
Sélénium	0,4	0,0002	0,0002	essentiel pour certains microbes et certaines plantes, et pour tous les vertébrés
Étain	4	0,000009	0,000004	probablement essentiel pour les vertébrés
Strontium	250	8	0,07	probablement essentiel pour les mammifères
Vanadium		0,0005	0,0025	essentiel pour certains ascidiens, pour tous les vertébrés, et pour certains microbes et certaines plantes à graine
Zinc	90	0,015	0,0049	essentiel pour tous les organismes

Note : Extrait de Bowen (1979).

(Tiré de Van Voris et coll., 1985, tableau 4.4.)

évaluer une autre voie de pénétration des éléments traces dans l'environnement, soit l'eau d'exhaure provenant de l'aquifère de lignite, qui est pompée à la surface lors de l'exploitation du lignite.

La toxicité relative des différents éléments traces associés aux centrales électriques alimentées au charbon apparaît au tableau 16. Les éléments modérément toxiques et très toxiques, comprenant le B, le Mo, l'As et le Se, peuvent être présents en concentrations élevées dans le lignite du bassin de la rivière Poplar. À cause de la nature lithophile et de la radioactivité de l'U, du Ra et du Th ainsi que des produits de leur désintégration, ces éléments sont également très toxiques. Van Voris et Tolle (1979) ont démontré que la toxicité relative de différents éléments en solution est déterminée par la forme physique et chimique de ces éléments, par des facteurs chimiques environnementaux, et par des variables biotiques.

Par conséquent, dans l'évaluation des répercussions environnementales possibles des éléments traces rejetés pendant l'exploitation minière et la production d'électricité, il est important de tenir compte des facteurs suivants : l'acidité du sol, les précipitations (hauteur de pluie), la profondeur du sol, le pH du sol, la végétation et l'affectation des terres, et la nature de la source des éléments traces. Dans une étude pilote sur les effets des émissions de gaz de fumée ou de cendres à la centrale électrique de la rivière Poplar, Van Voris et coll. (1985) ont conclu que le Cu, le Pb, le Zn, le V, l'As, le Mo et le Se ne devraient pas avoir de répercussions graves sur les plantes ou les animaux de la région, malgré que ces éléments soient présents en concentrations relativement élevées dans le lignite utilisé comme combustible. Les auteurs fondent leur conclusion sur le fait que les sols de la région sont alcalins, et que les éléments traces

seraient immobilisés du fait de leur adsorption sur les colloïdes du sol.

À l'heure actuelle, on dispose de relativement peu de renseignements sur la composition en éléments traces des eaux d'exhaure du lignite. À cause de la teneur en U du charbon, il est probable que les éléments présenteraient un enrichissement important en produits de désintégration de l'U-238.

COMPORTEMENT DE L'URANIUM ET DU THORIUM DANS L'ENVIRONNEMENT

Comportement de l'uranium

Une étude détaillée de la chimie de l'uranium et du comportement de cet élément dans l'environnement est présentée dans Sheppard (1980). Le comportement de l'uranium est fortement influencé par la chimie et la teneur en matière organique du profil pédologique, de même que par la chimie de l'eau du sol et de l'eau souterraine. Des études ont démontré que dans le sol, l'uranium migre vers la masse racinaire des plantes, ou bien est lessivé dans le réseau d'eau souterraine (Sheppard, 1980). On observe fréquemment un déséquilibre entre l'U-234 et l'U-238 dans un tel milieu. La présence d'humus dans la partie supérieure du profil pédologique a souvent pour résultat le développement de concentrations élevées d'U. Selon Titaeva (1967) et Szalay (1964), dans un milieu oxydant, l'U devient lié à la matière organique par suite de réactions d'échanges cationiques, principalement la sorption et la réduction de U^{6+} en U^{4+}. Un certain nombre d'études ont porté sur la rétention de l'U dans le sol. Les principaux facteurs de rétention sont la composition minéralogique et la superficie des particules du sol (voir, par exemple, Megumi et Mamuro, 1977). Ces auteurs ont également montré que la concentration d'U et d'autres radionucléides dans le sol est influencée par les oxydes de Fe et de Mn, qui réduisent U^{6+} en U^{4+}.

Le transport de l'U en solution ou de l'U associé à la matière particulaire du profil pédologique est influencé par les processus hydrologiques agissant sur le déplacement de l'eau du sol. Ces processus incluent l'écoulement gravitationnel ou capillaire ainsi que la migration horizontale. Dans les régions arides et semi-arides comme celles que l'on trouve dans certains secteurs du bassin de la rivière Poplar, l'uranium est habituellement concen-

Tableau 16. Toxicité possible des éléments traces rejetés par les centrales électriques alimentées au charbon[a]

Élément	Plantes terrestres	Animaux terrestres	Organismes aquatiques
As	Faible	Faible	Faible
B	Élevée	Moyenne	Faible[b]
Be	Moyenne	Élevée	Élevée[b]
Bi	Moyenne	Faible	Faible[b]
Cd	Élevée	Élevée	Élevée
Co	Élevée	Moyenne	Élevée
Cr	Élevée	Moyenne	Moyenne
Cu	Élevée	Moyenne	Élevée
F	Élevée	Élevée	Faible
Hg	Moyenne	Élevée	Élevée
Mn	Faible	Faible	Faible
Mo	Faible	Moyenne	Faible
Ni	Élevée	Élevée	Moyenne
Pb	Faible	Moyenne	Moyenne
Sb	Moyenne	Élevée[b]	Faible[b]
Se	Moyenne	Élevée	Faible[b]
Sn	Faible	Faible	Faible
Ti	Faible	Faible	Moyenne[b]
Tl	Élevée	Élevée	Moyenne[b]
V	Élevée	Faible	Moyenne[b]
W	Moyenne	Moyenne[b]	Faible[b]
Zn	Faible	Moyenne	Moyenne

[a] Adapté de Jones (1978).
[b] Non confirmé.

(Tiré de Van Voris et coll., 1985, tableau 4.5.)

tré à la surface du profil pédologique par le ruissellement saisonnier (écoulement des cours d'eau) et les cycles d'évaporation (Sheppard, 1980).

La concentration d'U dans les plantes varie passablement. Règle générale, les plantes concentrent l'U dans leur masse racinaire (Tracy et coll., 1983). Toutefois, la capacité de bioaccumulation de différentes espèces de plantes varie également. Ainsi, les plantes primitives (mousses, algues et micro-organismes) ont tendance à accumuler davantage d'U que les plantes plus évoluées. On trouvera dans Sheppard (1980) et Tracy et coll. (1983) une analyse détaillée du comportement biochimique de l'U, du Ra-226 et du Pb-210 dans les plantes.

Bien que l'on dispose de relativement peu de renseignements sur la toxicité chimique et la tolérance aux rayonnements des plantes (Sheppard, 1980), des blessures par rayonnement aux systèmes racinaires ont été signalées dans des sols dont l'activité de l'U était de 0,1 μCi/g (3700 Bq/g) (Jacobson et Overstreet, 1948).

Comportement du thorium

La teneur en Th des sols varie grandement, allant de 2,3 à 1000 mg/kg (Nishita et coll., 1978). Toutefois, le comportement du Th diffère quelque peu de celui de l'U, de faibles concentrations ayant été signalées dans des horizons riches en matière organique et des concentrations plus élevées près de la limite sol-régolithe (Sheppard, 1980). La répartition du Th dans les profils pédologiques est influencée par des variations dans le comportement géochimique des produits de désintégration de l'U-238, c'est-à-dire du Th-234 à l'U-234 au Th-230 (figure 11). Ceci a souvent pour résultat un déséquilibre entre le Th-230 et l'U-234, lequel est attribuable au lessivage préférentiel (Hansen et Stout, 1968). Par conséquent, les horizons pédologiques supérieurs renferment habituellement de plus grandes quantités d'U-234, alors que le Th-230 est plus abondant dans les parties inférieures du profil pédologique. Rancon (1973) a étudié les réactions entre le Th et le sol. Les principales réactions sont les suivantes : *a)* adsorption du Th sur les sols organiques dans des conditions neutres à légèrement acides; *b)* adsorption sur l'argile à partir de solutions diluées présentant un pH de > 2; et *c)* précipitation de $Th(OH)_4$ causée par un tamponnage calcaire. Le transport en solution du Th est considéré comme un processus relativement peu important; la plus grande partie du déplacement du Th dans le sol se fait lors du transport des particules, et peut-être des colloïdes (Sheppard, 1980).

Rancon (1973) a étudié l'effet du pH et de la concentration des éléments sur le partage du Th dans les sols. Les conclusions de l'auteur reliées au comportement possible du Th dans les sols du bassin de la rivière Poplar sont les suivantes : *a)* les K_d sont faibles dans les sols alcalins à cause de la dissolution de l'acide humique, qui complexe le Th; et b) les sols calcaires ont tendance à concentrer le Th lors de la précipitation du $Th(OH)_4$ (Sheppard, 1980).

D'après les renseignements présentés dans Sheppard (1980) touchant la répartition du Th dans le tissu des plantes, les parties des plantes où le Th se concentre sont principalement fonction de l'espèce. Une variation considérable dans les rapports isotopiques dans les plantes a également été signalée, et celle-ci serait due à un déséquilibre isotopique dans le profil pédologique (Titaeva et coll., 1978).

On dispose de peu de renseignements sur la répartition du Th dans les sols, les eaux de surface et les eaux souterraines du bassin de la rivière Poplar.

BIOACCUMULATION DES RADIONUCLÉIDES

Des études documentaires détaillées sur le comportement des radionucléides dans l'environnement ont été effectuées par Patzer (1976) et Swanson (1982). L'étude de Swanson (1982) comporte également une évaluation concise de la radiotoxicité des radionucléides. Les radionucléides produits par la désintégration naturelle du Th et de l'U, qui pénètrent dans l'environnement par le cycle de l'eau, peuvent rester en solution ou être transportés par les matières particulaires. Le comportement des radionucléides dans l'environnement semble fortement influencé par des variations dans la mobilité des nucléides, variations résultant en un déséquilibre des rapports isotopiques. Dans certaines conditions, les radionucléides sont immobilisés dans des « pièges » environnementaux, ou peuvent être concentrés par les plantes ou les animaux. La concentration de certains radionucléides est liée à la similarité chimique d'un nucléide donné et d'un élément nutritif essentiel, par exemple, Ra-226 et

Ca. Toutefois, cela ne semble pas être le cas de l'U, et le processus dominant de la concentration semble être l'assimilation passive (Swanson, 1982).

Les facteurs qui régissent la concentration d'un radionucléide donné dans les biotes terrestre et aquatique sont les suivants : *a)* la forme chimique et le comportement du nucléide; *b)* sa concentration; *c)* sa similarité chimique avec un élément nutritif essentiel; *d)* son mécanisme de transport dans l'environnement; et *e)* l'endroit où l'on trouve, dans l'environnement, l'organisme (ou les organismes) de concentration et sa (ou leur) physiologie (Swanson, 1982). Toutefois, la documentation ne renferme que des renseignements limités sur la bioconcentration, et les facteurs de bioconcentration varient passablement (Letourneau, 1987). On recommande généralement de mener des études propres à un site donné pour évaluer les répercussions de toute nouvelle exploitation, par exemple, l'exploitation et l'utilisation du lignite dans le bassin de la rivière Poplar.

Par leur capacité de concentration, les organismes aquatiques peuvent nous fournir des renseignements importants sur le cycle des radionucléides dans l'environnement. Ces organismes peuvent notamment : *a)* donner des renseignements sur le comportement des radionucléides dans la chaîne alimentaire; *b)* donner des renseignements sur la répartition des radionucléides dans la nature; et *c)* servir à la surveillance des effets des radionucléides dans l'environnement.

Les renseignements touchant la concentration des radionucléides près des centrales électriques alimentées au charbon indiquent clairement la présence de concentrations accrues dans le combustible utilisé dans certaines centrales, par exemple, le lignite à la centrale de la rivière Poplar. L'existence d'un tel lien est principalement due à la capacité de concentration des cendres volantes (MacCormack, 1979). Dans une étude sur l'effet radiologique de la centrale thermo-électrique alimentée au charbon de Nanticoke et d'un site d'élimination des cendres exploité par Ontario Hydro dans le Toronto métropolitain, Tracy et Prantl (1985) concluent que : *a)* l'on ne peut tirer de preuve quant à l'augmentation des concentrations de radionucléides provenant des émissions de la centrale; et *b)* le lessivage des radionucléides ou la diffusion du Rn des sites d'élimination des cendres ont des répercussions environnementales minimes. Toutefois, des niveaux de rayonnement supérieurs aux niveaux de fond ont été signalés dans les cendres volantes entrant dans les matériaux de construction. Comme le charbon utilisé à la centrale thermique de Nanticoke est particulièrement non radiogène (tableaux 11 et 12), l'application universelle de ces résultats doit être vérifiée dans un milieu comme celui de la vallée de la rivière Poplar, où l'on se sert de lignite uranifère comme combustible. D'après les effets biocumulatifs des radionucléides dérivés du charbon sur les chaînes alimentaires terrestres et aquatiques, examinés par Swanson (1982), il pourrait s'agir là d'un domaine soulevant des préoccupations environnementales.

CONCLUSIONS

Il ressort de la présente étude documentaire qu'il existe plusieurs lacunes dans la base d'informations touchant les répercussions environnementales possibles des eaux d'exhaure associées à l'exploitation du lignite, et de l'utilisation ultérieure du lignite dans le bassin de la rivière Poplar. Des informations doivent être recueillies dans plusieurs domaines.

Lacunes à combler

1. La chimie de l'eau souterraine dans la région de Coronach. Les données à recueillir sur l'eau incluent le pH et l'Eh, et celles sur la concentration incluent les principaux cations, ions et éléments traces (particulièrement ceux dont on sait qu'ils se concentrent dans le lignite, par exemple, B, Th, U, Mo, S, As et Se); des données doivent également être recueillies sur la radiochimie des produits de désintégration de l'U-238 et du Th-232.

2. Les données mentionnées ci-dessus sur la chimie des eaux de surface, particulièrement celles influencées par l'écoulement de l'eau d'exhaure de la mine.

3. La chimie des principaux éléments, des éléments traces et des radionucléides des profils pédologiques et des aquifères, l'accent étant mis sur la collecte de données relatives au filon houiller de Hart et aux concentrations observées dans les cendres volantes.

4. Les données sur la teneur en U-234/U-238 comparée à celle en U des eaux de surface et des eaux souterraines.

5. Une évaluation des données sur la thermodynamique des actinides à des températures inférieures à 20 °C pour la modélisation du comportement de l'U, de sa dissolution et de sa précipitation.

6. Les données sur le partage de l'U et du Th entre le sol et l'eau souterraine, par exemple, la détermination des coefficients de partage.

7. Les mécanismes de transport de l'U et du Th dérivés des filons de lignite ou des bassins de décantation des cendres volantes.

8. La concentration des éléments traces et la concentration radiochimique chez différentes espèces d'organismes aquatiques et les sédiments des cours d'eau, des lacs et des réservoirs dans la vallée de la rivière Poplar.

9. La concentration des éléments traces et la concentration radiochimique dans les communautés végétales naturelles de la vallée de la rivière Poplar.

10. Les données écotoxicologiques et écoradiologiques touchant l'U et le Th, et leurs isotopes de filiation, dans les écosystèmes de la vallée de la rivière Poplar.

Un prolongement logique de cette évaluation consisterait en une étude détaillée des concentrations de Th et d'U, et de la radiochimie de leurs produits de filiation dans les eaux souterraines des collines Cypress, où les horizons de lignite renferment des concentrations nettement plus élevées d'U que ceux de la région de Coronach.

Besoins immédiats sur le plan de l'information et de la recherche

L'exploitation actuelle du filon houiller de Hart sert à l'alimentation en combustible de la centrale thermique de la rivière Poplar, située à Coronach. Très peu de données ont été publiées sur les concentrations des éléments traces et des radionucléides dans l'eau d'exhaure et le lignite. En outre, le brûlage du lignite à la centrale produit de grandes quantités de cendres, qui sont susceptibles de concentrer tant les éléments traces que les radionucléides.

La question sous-jacente à ce qui précède est de savoir si l'exploitation du lignite et l'utilisation ultérieure du lignite ont un effet sur la qualité de l'eau de la rivière Poplar. Pour que l'on puisse répondre à cette question, il faudrait procéder à des recherches et à des activités de surveillance dans les domaines suivants :

1. Déterminer la qualité de l'eau de la rivière avant qu'elle ne pénètre dans le réservoir Cookson, afin d'établir ses paramètres de base. Les paramètres soulevant des préoccupations sont les concentrations des éléments traces et des radionucléides.

2. Analyser l'eau d'exhaure, le lignite et les cendres pour déterminer les sources d'entrée des éléments traces et des radionucléides.

3. Déterminer la qualité de l'eau sortant du réservoir Cookson, de préférence à la frontière Canada-États-Unis.

4. Si possible, analyser le biote et les sédiments de la rivière Poplar à plusieurs endroits, c'est-à-dire en aval et en amont du réservoir Cookson, et à l'intérieur de celui-ci.

REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier Wm. Gummer, W. Blakeman, D.A. Fast, G.A. Horsfall, K.A. Morin, S.M. Swanson et B.L. Tracy, pour les commentaires constructifs qu'ils ont formulés sur les versions du présent rapport.

RÉFÉRENCES

Andrews, J.N., et J.J. Lee. 1979. Inert gases in groundwater from the Bunter Sandstone of England as indicators of age and paleoclimatic trends. J. Hydrol., 41: 233-252.

Andrews, J.N., I.S. Giles, R.L.F. Key, J.J. Lee, J.K. Osmond, J.B. Cowart, P. Fritz, J.F. Barker, et J. Gale. 1982. Radioelements, radiogenic helium and age relationships for groundwater from the granites at Stripa, Sweden. Geochim. Cosmochim. Acta, 46: 1533-1543.

Arendt, J.W., T.R. Butz, P.M. Pritz, et D.E. Borman. 1980. Hydrogeochemical and stream sediment reconnaissance basic data for Alliance NTMS Quadrangle, Nebraska, South Dakota. Oak Ridge Gaseous Diffusion Plant Rep. No. K/UR-141.

Arneth, J.D. 1984. Stable isotope and organo-geochemical studies on Phanerozoic sediments of the Williston Basin, North America. Isot. Geosci., 2: 113-140.

Baweja, A.S., S.R. Joshi, et A. Demayo. 1987. Concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984. Étude n° 156, Série scientifique, Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Environnement Canada, Ottawa.

Beck, H.L., C.V. Gogolak, K.M. Miller, et M.W. Lowder. 1979. Perturbation on the natural radiation environment due to the utilization of coal as an energy source. Dans Proc. of the Symp. on the Natural Radiation Environment — III, CONF-780422. U.S. Department of Energy.

Blackwood, T.R., et R.A. Wachter. 1978. Source Assessment: Coal storage piles. EPA-600/2-78-004K, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Bottomley, D.J., J.D. Ross, et W.B. Clarke. 1984. Helium and neon isotope geochemistry of some ground waters from the Canadian Precambrian Shield. Geochim. Cosmochim. Acta, 48: 1973-1985.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental chemistry of the elements. New York: Academic Press.

Breger, I.A., M. Deul, et R. Meyrowitz. 1955. Geochemistry and mineralogy of a uraniferous subbituminous coal (Wyo.). Econ. Geol., 50: 610-624.

Brooks, R.R. 1977. Pollution through trace elements. Dans Environmental chemistry, éd. M. Brockris, 429-476. New York: Plenum Press.

Cameron, A.R., et T.F. Birmingham. 1970. Radioactivity in western Canadian coals. Geol. Surv. Can. Pap. 70-52.

Cameron, A.R., et T.F. Birmingham. 1971. Petrographic and chemical properties of a lignite from eastern Saskatchewan. Geol. Surv. Can. Pap. 71-8.

Cameron, A.R., et G. Leclair. 1975. Extraction of uranium from aqueous solutions by coals of different rank and petrographic composition. Geol. Surv. Can. Pap. 75-35.

Canadian climate normals. 1982. Temperature, 1951-1980, vol. 2, Environnement Canada, Ottawa.

Chamberlain, J.A. 1960. On the uranium possibilities of the southern interior plains of Canada. Geol. Surv. Can. Pap. 59-16.

Chatham, J.R., R.B. Wanty, et D. Langmuir. 1981. Groundwater prospecting for sandstone-type uranium deposits: The merits of mineral-solution equilibria versus single element tracer methods, final report. USDOE Rep. GJBX-129-81. U.S. Department of Energy, Grand Junction, Colorado. 197 p.

Cherdyntsev, V.V., P.I. Chalov, et G.Z. Khadarov. 1955. Trans. III Session, Committee for Determinations of Absolute Ages of Geological Formations. Izv. Akad. Nauk. SSSR.

Christopher, J.E., D.M. Kent, et F. Simpson. 1973. Saskatchewan and Manitoba. Dans The future petroleum provinces of Canada — Their geology and potential, éd. R.G. McCrossan, 121-149. Canadian Society of Petroleum Geologists, Calgary, Alberta.

Commission mixte internationale. 1981. Water quality in the Poplar River basin. Ottawa.

Cothern, R.C., et W.L. Lappenbusch. 1983. Occurrence of uranium in drinking water in the U.S. Health Phys., 45: 89-99.

Couch, E. 1971. Calculation of paleosalinity from boron and clay mineral data. Am. Assoc. Pet. Geol. Bull., 55: 1829-1837.

Cowart, J.B., et J.K. Osmond. 1980. Uranium isotopes in groundwater as a prospecting technique. USDOE Rep. GJBX-119-80.

Dearborn Environmental Consulting Services. 1985. Radioactivity in coal, ashes and selected wastewaters from Canadian coal-fired steam electric generating stations. Report EPS 3/PG/1, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada.

Denson, N.M., et J.R. Gill. 1965. Uranium-bearing lignite and carbonaceous shale in the south-western part of Williston Basin — a regional study. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 463.

Denson, N.M., G.O. Bachman, et H.D. Zeller. 1959. Uranium-bearing lignite in north-western South Dakota and adjacent states. U.S. Geol. Surv. Bull., 1055: 11-58.

Direction générale des eaux intérieures. 1982. Données détaillées sur la qualité des eaux de surface, 1977-1979. Regina (Saskatchewan). 313 p.

Doi, K., H. Shuichiro, et Y. Sokamaki. 1975. Uranium mineralization by ground-water in sedimentary rocks, Japan. Econ. Geol., 70: 628-646.

Drever, J.I. 1982. The geochemistry of natural waters. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall. 388 p.

Dvorak, A.J., et B.G. Lewis. 1978. Impacts of coal-fired power plants on fish, wildlife and their habitats. FWS/OBS-78/29, USDOI Rep., Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Dyck, W. 1974. Geochemical studies in the surficial environment of the Beaverlodge area, Saskatchewan. Geol. Surv. Can. Pap. 74-32.

Dyck, W., R.A. Campbell, et S.H. Whitaker. 1976. Well water uranium reconnaissance, south-western Saskatchewan. Spec. Publ. Sask. Geol. Surv., 3: 157-168.

Evans, J.C., K.H. Abel, K.B. Olsen, E.A. Lepel, R.W. Sanders, C.L. Wilkerson, D.J. Hayes, et N.F. Mangelson. 1985. Characterization of trace constituents at Canadian coal-fired power plants. Phase I Final Report. 3 vols. Report for the Canadian Electrical Association. Montréal (Québec).

Fix, P.G. 1956. Hydrochemical exploration for uranium. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap., 300: 667-671.

Freeze, R.A. 1969. Theoretical analysis of regional groundwater flow. Étude n° 3, Série scientifique, Énergie, Mines et Ressources Canada. 202 p.

Freeze, R.A., et J.A. Cherry. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall. 604 p.

Gallup, W.R., et G.J. Hamilton. 1954. Generalized history of the Williston basin in Saskatchewan deduced from cross sections. Dans Western Canada sedimentary basin, éd. L. Clark, 382-383. American Association of Petroleum Geologists, Tulsa, Oklahoma.

Gerhard, L.C., S.B. Anderson, J.A. Lefever, et C.G. Carlson. 1982. Geological development, origin and energy resources of the Williston basin, North Dakota. Am. Assoc. Pet. Geol. Bull., 66: 982-1020.

Gibbs, R.J. 1973. Mechanisms of trace metal transport in rivers. Science, 189: 71-73.

Gilkeson, R.H., K. Cartwright, J.B. Cowart, et R.B. Holtzman. 1983. Hydrogeolic and geochemical studies of selected natural radioisotopes and barium in groundwaters in Illinois. B-108-ILL, Illinois Department of Environment and Natural Resources.

Gluskoter, H.J., R.R. Ruch, W.G. Miller, R.A. Cahill, G.B. Dreher, et J.K. Kuhn. 1977. Trace elements in coal: Occurrence and distribution. Illinois State Geological Survey Circular 499, Urbana, Illinois.

Goldschmidt, V.M. 1937. The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks. J. Chem. Soc., Part I: 655-673.

Gough, L.P., H.T. Shacklette, et A.A. Case. 1979. Element concentrations toxic to plants, animals and man. U.S. Geol. Surv. Bull., No. 1466.

Groenewold, G.H. 1979. Hydrologic and hydrogeochemical characteristics of selected strip mine spoils in western North Dakota. Dans Ecology and coal resource development, ed. M.K. Wali, 769-774. New York: Pergamon Press.

Groenewold, G.H., B.W. Rehm, et J.A. Cherry. 1981. Depositional setting and groundwater quality in coal-bearing sediments and spoils in western North Dakota. Dans Recent and

ancient nonmarine depositional environments: Models for exploration, éd. F.G. Ethridge et R.M. Flores, Spec. Publ. 31: 157-167. Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Tulsa, Oklahoma.

Groenewold, G.H., J.A. Cherry, B.W. Rehm, G.N. Meyer, et L.M. Winczewski. 1979. Geology and geohydrology of the Knife River basin and adjacent areas of west-central North Dakota. N.D. Geol. Surv. Rep. Invest., 64, 402 p.

Guliov, P. 1972. Lignite coal resources of Saskatchewan. Dans First Geol. Conf. on Western Canadian Coal, Proc. Research Council of Alberta, 60: 165-172.

Hansen, R.O., et P.R. Stout. 1968. Isotopic distributions of uranium and thorium in soils. Soil Sci., 105: 44.

Henderson, P. 1982. Inorganic geochemistry. Oxford: Pergamon Press. 355 p.

Hodge, H.C., J.N. Stannard, et J.B. Hursh. 1973. Uranium, plutonium transuranic elements. New York: Springer Verlag.

Hosteller, P.B., et R.M. Garrels. 1962. Transportation and precipitation of uranium and vanadium at low temperatures with special reference to sandstone-type uranium deposits. Econ. Geol., 57: 137-167.

International Poplar River Water Quality Study. 1979a. Main report. Prepared by the International Poplar River Water Quality Board Commission mixte internationale. 113 p.

International Poplar River Water Quality Study. 1979b. Appendix B: Ground water quality and quantity. Prepared by the Ground Water Quantity and Quality Committee of the International Poplar River Water Quality, Commission mixte internationale. 80 p.

Jacobson, L., et R. Overstreet. 1948. The uptake by plants of plutonium and some products of nuclear fission adsorbed on soil colloids. Soil Sci., 65: 129.

Kent, D.M. 1987. Paleotectonic controls on sedimentation in the northern Williston basin, Saskatchewan. Dans Williston basin: Anatomy of a cratonic oil province, éd. J.M. Peterson et coll., p. 45-56. Rocky Mountain Association of Geologists, Denver, Colorado.

Kigoshi, K. 1971. Alpha-recoil thorium-234; dissolution into water and the uranium-234/uranium-238 disequilibrium in nature. Science, 173: 47-48.

Koester, P.A., et W.H. Zieger. 1978. Analysis for radionuclides in SRC and coal combustion samples. EPA-600/7-78-185, U.S. Environmental Protection Agency. 29 p.

Koczy, F.F. 1963. The natural radioactive series in organic material. Dans Radioecology, éd. V. Schultz et A.W. Klement. New York: Reinhold Publishing Corporation.

Langmuir, D. 1978. Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. Geochim. Cosmochim. Acta, 42: 547-569.

Landheer, F., H. Dibbs, et J. Labuda. 1982. Trace elements in Canadian coals. EPS Report 3-AP-82-6.

Letourneau, C. 1987. Transfer of radionuclides of the uranium and thorium decay chains in aquatic and terrestrial environments. Info-0237(E), Atomic Energy Control Board, Ottawa.

MacCormack, J. 1979. Trace elements in Saskatchewan coal-fired power plants. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan).

Masuda, K., et T. Yamamoto. 1971. Environmental contamination by uranium. II. Adsorption of uranium on soil and its desorption. J. Radia. Res., 12: 94.

Megumi, K., et T. Mamuro. 1977. Concentration of uranium series nuclides in soil particles in relation to their size. J. Geophys. Res., 82: 353-356.

Moore, G.W. 1954. Extraction of uranium from aqueous solution by coal and some other materials. Econ. Geol., 49: 652-658.

Moran, S.R., G.H. Groenewold, et J.A. Cherry. 1978. Geologic, hydrologic and geochemical concepts and techniques in overburden characterization for mined-land reclamation. N.D. Geol. Surv. Rep. Invest., 63, 152 p.

Morin, K.A. 1983. Prediction of subsurface contaminant transport in acidic seepage from uranium tailings impoundments. Thèse de doctorat, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario).

Muto, T., S. Hirono, et H. Kurato. 1968. Some aspects of fixation of uranium from natural waters. Jpn. Min. Geol., 15: 287-298.

Nakashima, S., J.R. Disner, A. Perruchot, et J. Trichet. 1984. Experimental study of mechanisms of fixation and reduction of uranium by sedimentary organic matter under diagenetic or hydrothermal conditions. Geochim. Cosmochim. Acta, 48: 2321-2329.

Nishita, H., A. Wallace, et E.M. Romney. 1978. Radionuclide uptake by plants. NUREG/CR-0336, U.S. Nuclear Regulatory Commission.

Osmond, J.K., et J.B. Cowart. 1976. Theory and uses of natural uranium isotopic variations in hydrology. At. Energy Rev., 14: 621-679.

Osmond, J.K., et J.B. Cowart. 1981. Uranium series disequilibrium in groundwater and core composite samples from the San Juan basin and Copper Mountain research sites. USDOE Rep. GJBX-364-81.

Parizek, R.R. 1964. Geology of the Willow Bunch Lake area (72-H) Saskatchewan. Sask. Res. Counc. Rep. 4.

Patzer, R.G. 1976. Concentration factors and transport models for radionuclides in aquatic environments. EPA-600/3-76-054, U.S. Environmental Protection Agency.

Poplar River Bilateral Monitoring Committee. 1984. 1983 Annual report to the governments of Canada, United States, Saskatchewan and Montana. 34 p.

Raabe, O.G., G.M. Kanapilly, et H.A. Boyd. 1973. Studies of "in-vitro" solubility of respirable particles of ^{238}Pu and ^{239}Pu oxides on accidentally released aerosol containing ^{239}Pu. Inhalation Toxicol. Res. Inst. Annu. Rep. LF-46, UC-48.

Rahn, P.H. 1976. Potential of coal strip-mine spoils as aquifers in the Powder River basin. Old West Regional Commission Project No. 10470025. 108 p.

Ramamoorthy, S., et D.J. Kushner. 1975. Heavy metal binding components of river water. J. Fish. Res. Board Can., 32: 1755-1766.

Rancon, D. 1973. The behaviour in underground environments of U and thorium discharged by the nuclear industry. Dans Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry, Proc. Symp. IAEA, STI/BUB/345, 333-346.

Rogers, J.J.W., et J.A.S. Adams. Uranium. Dans Handbook of geochemistry, éd. K.H. Wedepohl, vol. 2, part 1, chap. 92. New York: Springer-Verlag.

Rose, A.W. 1977. Geochemical exploration for uranium. Dans Symposium on hydrogeochemical and stream-sediment reconnaissance for uranium in the United States. USDOE Rep. GJBX-77, 303-352.

Rosholt, J.N., A.P. Butler, E.L. Garner, et W.R. Shields. 1965. Isotopic fractionation of uranium in sandstone, Powder River basin, Wyoming, and Slick Rock District, Colorado. Econ. Geol., 60: 199-213.

Scott, R.C., et F.B. Barker. 1962. Data on uranium and radium in groundwater in the United States 1954-1957. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap., 426.

Scott, R.L., et R.M. Hays. 1975. Inactive and abandoned underground mines: water pollution prevention and control. EPA-440/9-75-007, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Sheppard, M.I. 1980. The environmental behaviour of uranium and thorium. AECL-6795, Rep. Énergie Atomique du Canada. 32 p.

Spaulding, R.F., et A.D. Druliner. 1981. Groundwater uranium concentrations — How high is high? Dans Quality of groundwater, éd. W. Duijvenbooden et coll., 581-586. New York: Elsevier.

Spaulding, R.F., A.D. Druliner, L.S. Whiteside, et A.W. Sruempler. 1984. Uranium geochemistry in groundwater from Tertiary sediments. Geochim. Cosmochim. Acta, 48: 2679-2692.

Swanson, S.M. 1982. Bioaccumulation of radionuclides with reference to coal-fired power plants. SRC Publ. No. C-805-48-E-82. 28 p.

Szabo, M.F. 1978. Environmental assessment of coal transportation. EPA-600/7-78-081, U.S. Environmental Protection Agency.

Szabo, B.J. 1982. Extreme fractionation of $^{234}U/^{238}U$ and $^{230}Th/^{234}U$ in spring waters, sediments and fossils at the Pomme de Terre Valley, Southwestern Missouri. Geochim. Cosmochim. Acta, 46: 1675-1679.

Szalay, A. 1964. Cation exchange properties of humic acids and their importance in the geochemical enrichment of UO_2^{2+} and other cations. Geochim. Cosmochim. Acta, 28: 1605-1614.

Titaeva, N.A. 1967. On the character of radium and uranium bonding in peat. Geokhimiya, 12: 1493.

Titaeva, N.A., A.I. Taskaev, V. Ya. Ovchenkov, R.M. Aleksakhin, et I.I. Shuktomova. 1978. Contents and characteristics of uranium, thorium, radium and radon uptake in plants growing under different radioecological conditions. Sov. J. Ecol., 9: 328.

Towse, D. 1957. Uranium deposits in western North Dakota and eastern Montana. Econ. Geol., 52: 904-913.

Tracy, B.L., et F.A. Prantl. 1985. Radiological impact of coal-fired power generation. J. Environ. Radioact., 2: 145-160.

Tracy, B.L., F.A. Prantl, et J.M. Quinn. 1983. Transfer of ^{226}Ra, ^{210}Pb and uranium from soil to garden produce: Assessment of risk. Health Phys., 44: 469-477.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1981. Radioactivity in drinking water. EPA 570/9-81-002, Office of Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Van Voast, W.A. 1974. Hydrologic effects of strip coal mining in southeastern Montana; emphasis, one year of mining near Decker. Mont. Bur. Mines Geol. Bull., No. 93. 24 p.

Van Voast, W.A., R.B. Hedges, et J.J. McDermott. 1977. Hydrogeologic conditions and projections related to mining near Colstrip, southeastern Montana. Mont. Bur. Mines Geol. Bull., 102. 43 p.

Van Voast, W.A., R.B. Hedges, et J.J. McDermott. 1979. Hydrogeologic aspects of strip mining in the subbituminous coal fields of Montana. Trans. Am. Inst. Min. Metall. Pet. Eng., 266: 1949-1955.

Van Voris, P., et D.A. Tolle. 1979. Field and microcosm investigation of the effects of atmospheric deposition from fossil fuel combustion. First Annu. Prog. Rep. on RP1224-5, Battelle Memorial Institute, Columbus, Ohio.

Van Voris, P., T.L. Page, W.H. Richard, J.G. Droppo, et B.E. Vaughan. 1985. Environmental implications of trace element releases from Canadian coal-fired generating stations. Phase II Final Report. 2 vols. Report for the Canadian Electrical Association, Montréal (Québec).

Wewerka, E.M., J.M. Williams, P.L. Wanek, et J.D. Olsen. 1976. Environmental contamination from trace elements in coal preparation wastes. EPA-600/7-76-007. U.S. Environmental Protection Agency.

Whitaker, S.H., et J.A. Vonhof. 1978. Final report to the committee on Ground-water Quality of the International Poplar River Water Quality Board. Silverspoon Research and Consulting Ltd. 52 p.

Williams, T.T., R.L. Koob, et P. Rechard. 1978. Surface and groundwater problems associated with potential strip mine sites. Draft. Rep. R-303727, U.S. Environmental Protection Agency.

Annexe

Propriétés physiques, chimiques et biotiques des éléments traces (extrait de Van Voris et coll., 1985)

APPENDIX A

PHYSICAL, CHEMICAL AND BIOTIC PROPERTIES OF TRACE ELEMENTS[a]

Antimony (Sb)

- MPC-FW(EPA 1976) for aquatic life: acute 9.0 mg/l, chronic 1.6 mg/l (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 1 mg/kg; in freshwater, 0.0002 mg/kg; and in sea water, 0.00024 mg/kg (Bowen 1979)
- moderately toxic to all organisms (CWQC 1973)
- limited knowledge on aquatic effects or fate (BCHPA 1980), 100 mg/day is toxic to people
- limited bioconcentration
- not biomagnified in food chains, relatively immobile.

Arsenic (As)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life: 0.44 mg/l as recoverable trivalent inorganic As (Sittig 1981)
- ECIWD ≤ 0.05 mg/l (EC 1979)
- mean natural concentration in soil, 6 mg/kg; in freshwater, 0.0005 mg/kg; and in sea water, 0.0037 mg/kg (Bowen 1979)
- moderately toxic to animals; toxicity varies widely with chemical form and oxidation state (Thurston et al. 1979)
- bioaccumulated by fish from food and water (Vaughan et al. 1975, BCHPA 1980) but depuration fairly rapid (Sorenson 1976)

---

[a] Adapted from Bowen 1979, Dvorak and Lewis 1978, and Vaughan et al. 1975.
Definitions:
MPC-FW = Maximum Permissible Concentration in Freshwater (United States criteria).
EPA = United States Environmental Protection Agency
FW = freshwater.
ECIWD = Environmental Canada Internal Water Directorate (Canadian Criteria).
EC = Environment Canada.
AFS = American Fisheries Society.
CWQC = Committee on Water Quality Criteria.
BCHPA = British Columbia Hydro and Power Authority.

- limited biomagnification through food chain (Penrose et al. 1977)
- exists as arsenates (As^{5+}) in oxidizing conditions, arsenites (As^{3+}) in moderate reducing conditions (Thurston et al. 1979)
- has been associated with increased incidence of lung cancer
- arsenite (As^{3+}) is for more toxic than arsenate (As^{5+}) (Braunstein et al. 1977, Ferguson and Gavis 1972, Lambow and Lim 1970)
- may be methylated in soils and sediments to less toxic form (Peoples 1975); methylated form is readily oxidized
- combines with sulfide in sediments to form stable solids.

Barium (Ba)

- MPC-FW (EPA) for aquatic life, none; for domestic water supplies, 1.0 mg/l (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 500 mg/kg; freshwater, 0.01 mg/kg; and sea water, 0.013 mg/kg (Bowen 1979)
- solubility of Ba is controlled by $BaSO_4$ or $BaCO_3$ (Butler 1964)
- limited toxicity at concentrations ≤ 50 mg/l (CWQC 1973)
- limited knowledge on aquatic effect or fate
- bioaccumulated, but not biomagnified, by aquatic organisms (BCHPA 1980); poorly absorbed with generally little retention in mammalian tissues.

Beryllium (Be)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life: acute 0.130 mg/l, chronic 0.0053 mg/l (Sittig 1981); toxic to plants at 0.5 mg/l and very toxic to terrestrial mammals
- mean natural concentration in soil, 0.3 mg/kg; freshwater, 0.0003 mg/kg; and sea water, 0.0056 µg/kg (Bowen 1979)
- primarily in dissolved form at < 0.001 mg/l in freshwater; sediments usually with 2-3 mg/l (Drury et al. 1978)
- chloride, nitrate and sulfate salts are water soluble; carbonate and hydroxide are nearly insoluble in cold water
- more soluble in acidic than in neutral or alkaline water
- Be ion lowers pH via hydrolysis; under some conditions, forms complexes leading to precipitation, e.g., very hard water at pH 5-7, or in buffered solutions above pH 5.0 (Slonim 1971)
- bioaccumulated by fish in relation to concentration in water (Slonim and Damm 1972); known to cause granulenteous changes in lung tissue

- readily excreted, hence, not biomagnified (BCHPA 1980, Vaughan et al. 1975)
- more toxic in soft than in hard water, possibly because of antagonism with Ca (Slonim and Slonim 1973, Thurston et al. 1979)
- limited knowledge on aquatic effects or fate.

Boron (B)

- MPC-FW (EPA) for aquatic life, none; for human health, 0.043 mg/l (Sittig 1981); essential to plant growth < 4 mg/kg
- mean natural concentration in soil, 20 mg/kg; freshwater, 0.015 mg/kg; and sea water, 4.4 mg/kg (Bowen 1979)
- essential element for blue-green algae, diatoms and seed plants (Bowen 1979)
- relatively nontoxic to freshwater fish; however, very toxic to plants when available B > 30 mg/kg (Thurston et al. 1979, Adriano et al. 1980)
- uptake is related to bioavailability; apparently not retained or bioaccumulated by invertebrates but retained by plants (Thompson et al. 1976).

Cadmium (Cd)

- MPC-FW(EDA) for aquatic life: e[1.05 ln(hardness) - 8.53] µg/l, not to exceed e[1.05 ln(hardness)-3.73] µg/l over 24 hr (Sittig 1981); toxic to plants 0.2-9 mg/l (Bowen 1979)
- ECIWD, 0.0002 mg/l as total Cd (EC 1979)
- AFS recommended criteria for sensitive/less sensitive aquatic species varies with hardness (Thurston et al. 1979):

hardness (mg/l $CaCO_3$)	Cd mg/l
0.35	0.4/0.8
35-75	1.0/2.0
75-150	2.5/5.0
150-300	6.0/12.0
> 300	15.0/30.0

- mean natural concentration in soil, 0.35 mg/kg; freshwater, 0.0001 mg/kg; and sea water, 0.00011 mg/kg (Bowen 1979)
- elemental Cd is insoluble in water; chloride, nitrate and sulfate forms are highly soluble (Schneider 1971)
- ionic activity decreases with a rise in pH, or an increase in hydroxide or carbonate activity (Thurston et al. 1979)

- toxic to fish at low concentrations, teratogenic (Thurston et al. 1979, BCHPA 1980)
- readily bioaccumulated and slowly excreted by fish (Kumada et al. 1973, Phillips and Russo 1978)
- high concentrations occur in benthic organisms (Mathis and Cummings 1973)
- may biomagnify through food chain, but evidence limited
- less toxic in hard water, apparently due to antagonism with Ca and possibly Mg (Hutchinson and Czyrska 1972, Davies 1976)
- toxicity enhanced by Zn, lowered by Se, and enhanced and/or lowered by Pb (Davies 1976, Reeder et al. 1979a).

Chromium (Cr)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life: trivalent Cr $\leq$ e[1.08 ln(hardness) + 3.48] µg/l, hexavalent Cr $\leq$ 21.0 µg/l or 0.29 µg/l as 24-hr mean (Sittig 1981)
- ECIWD, 0.04 mg/l as total Cr (EC 1979)
- mean natural concentrations in soil, 70 mg/kg; freshwater, 0.001 mg/kg; and sea water, 0.0003 mg/kg (Bowen 1979)
- essential to mammals in trivalent form (Cr^{3+})
- relatively toxic to aquatic life; hexavalent Cr (Cr^{6+}) is main toxic form (Taylor et al. 1979), but trivalent Cr (Cr^{3+}) is usually prevalent in water (Schroeder and Lee 1975)
- Cr^{3+} forms stable complexes with negatively-charged inorganic and organic materials (Taylor et al. 1979)
- causes sublethal effects on fish and aquatic invertebrates at low concentrations
- aquatic invertebrates are usually more sensitive than fish (Thurston et al. 1979)
- moderately bioaccumulated by aquatic organisms (Phillips and Russo 1978), but rapidly eliminated (Knoll and Fromm 1960, Buhler et al. 1977); accumulates in trees
- no present data indicate biomagnification through the aquatic food chain (BCHPA 1980)
- toxicity to aquatic life affected by hardness, pH, and ionic state (Cr^{3+} or Cr^{6+}); 0.5-10 mg/Cr(VI)/l toxic to plants, 200 mg/day toxic to people.

Cerium (Ce)

- MPC-FW(EPA), no criteria (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 50 mg/kg; freshwater, 0.0002 mg/kg; and sea water, 0.0012 µg/kg (Bowen 1979)
- radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$) ^{141}Ce (33 days), ^{144}Ce (284 days) f.p. (Bowen 1979).

Cesium (Cs)

- MPC-FW(EPA), no criteria (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 4 mg/kg; freshwater, 0.00002 mg/kg; and sea water, 0.0003 mg/kg (Bowen 1979)
- relatively harmless trace element
- radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$) ^{134}Cs (2.1 yr), ^{137}Cs (30 yr) (Bowen 1979).

Cobalt (Co)

- MPC-FW(EPA) suggested limit based on health effects 0.7 µg/l (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 8 mg/kg; freshwater, 0.0002 mg/kg; and sea water 0.00002 mg/kg (Bowen 1979)
- radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$) ^{60}Co (5.3 yr) (Bowen 1979)
- essential to all organisms, except perhaps green algae and seed plants (Bowen 1979); present in Vitamin B_{12} (Sittig 1981)
- associates with particulate matter and sediments in freshwater, becoming unavailable for bioaccumulation (Phillips and Russo 1978)
- Co bioaccumulates in soft tissues of freshwater organisms (Brungs 1967), but depuration is rapid (BCHPA 1980); when low in soil, grazing animals typically are negatively affected
- uptake of Co by trout eggs decreases as Ca content increases (antagonistic) (Kunze et al. 1978).

Copper (Cu)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, 5.6 µg/l as 24-hr average and not to exceed e[0.94 ln(hardness)-1.23] µg/l (Sittig 1981); 0.5-8 mg/l toxic to plants, 250 mg/day toxic to people
- mean natural concentration in soil, 30 mg/kg; freshwater, 0.003 mg/kg; and sea water 0.00025 mg/kg (Bowen 1979)

- essential element to all organisms
- metallic Cu is insoluble in water, but many salts are highly soluble as cupric (Cu^{+1}) or cuprous (Cu^{2+}) ions (Schneider 1971)
- cupric ions added to natural water of ≥ 7.0 quickly precipitate as copper hydroxide or as basic copper carbonate (Braunstein et al. 1977)
- Cu is complexed and held in solution by organic material in hard water (Brown et al. 1974)
- toxicity to aquatic organisms varies widely with temperature, turbidity, hardness and CO_2 content (Thurston et al. 1979, BCHPA 1980)
- toxic to fish, highly toxic to aquatic invertebrates, particularly to algae and molluscs (Thurston et al. 1979)
- readily bioaccumulated by lower plant forms like Bryophates, known to be accumulated by fish and aquatic insects, sometimes to toxic levels (Phillips and Russo 1978, BCHPA 1980); readily depurated
- enriched in sediments, concentrations usually 1-476 mg/kg (Leland et al. 1978)
- decreases in hardness, and pH (acidity) increases the toxicity of Cu (Thruston et al. 1979, BCHPA 1980)
- Zn, Cd and Hg increase toxicity of Cu to aquatic life (synergistic) (Corner and Sparrow 1956, Lloyd 1961b, MacInnes and Thurberg 1973).

Dysprosium (Dy)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 5 mg/kg; freshwater, 0.000005 mg/kg; and sea water 0.00091 µg/kg (Bowen 1979)
- low toxicity.

Europium (Eu)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 1 mg/kg; freshwater 0.000006 mg/kg; and sea water, 0.00013 µg/kg (Bowen 1979)
- radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$), ^{152}Eu (12 yr), ^{155}Eu (1.8 yr) (Bowen 1979)
- low toxicity.

Fluoride (F)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- mean concentration in soil, 200 mg/kg; freshwater, about 0.01 to 0.02 mg/kg (Carpenter 1969), or 0.1 mg/kg and sea water, 1 - 3 mg/kg (Bowen 1979)
- probably an essential element for mammals (Bowen 1979), but not for plants
- in gaseous form, particularly as HF, toxic to emergent and riparian plants (Groth 1975)
- F in solution is readily absorbed by plants
- low toxicity to fish compared to heavy metals
- little information of acute or chronic effects to aquatic life (BCHPA 1980)
- bioaccumulated by fish, primarily in skeleton (Wright 1977).

Gold (Au)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 0.001 mg/kg; freshwater, 0.000002 mg/kg; and sea water 0.004 µg/kg (Bowen 1979)
- scarcely toxic (Bowen 1979).

Iodine (I)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 5 mg/kg; freshwater, 0.002 mg/kg; and sea water, 0.06 mg/kg (Bowen 1979)
- essential trace element for many marine invertebrates, possibly other aquatic organisms (Bowen 1979); required by fish (Piper et al. 1982)
- accumulates in red and brown algae and their marine predators.

Iron (Fe)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, 1.0 mg/l (Sittig 1981)
- mean natural concentrations in soil, 40,000 mg/kg; freshwater, 0.5 mg/kg; and sea water, 0.002 mg/kg (Bowen 1979)
- essential element for all organisms (Bowen 1979)

- relative low toxicity to aquatic organisms (Thurston et al. 1979), 10-200 mg/l toxic to plants (Bowen 1979)
- Fe exposed in surface water oxidizes to hydrated ferric oxide, which is less soluble than Fe^{2+} and Fe^{3+} (Thurston et al. 1979)
- Fe accumulates in sediments as black mineral muds
- can combine with soluble phosphate, to eliminate phosphorus as a nutrient for aquatic plants (Willson 1973)
- possible synergistic when combined with other metals, especially at low pH (Thurston et al. 1979).

Lead (Pb)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, e[2.35 ln(hardness) - 9.48], not to exceed e[1.22 ln(hardness) - 0.47] (Sittig 1981); 3-20 mg/l toxic to plants, 1 mg/day toxic to people, 10 mg/day lethal to people
- AFS recommended criteria for freshwater organisms varies with hardness (Thurston et al. 1979):

hardness (mg/l $CaCO_3$)	Pb µg/l
0 - 30	0.004
30 - 100	0.025
100 - 300	0.050
300	0.10

- natural concentrations in soil, 35 mg/kg; freshwater, 0.001 to 0.010 mg/l; in sediments, 5 to 810 mg/kg; and sea water 0.03 µg/kg (Leland et al. 1978)
- most Pb is precipitated in freshwater as carbonates or hydroxides; decreasing pH increases availability of Pb^{2+} (Merlini and Pozzi 1977a, 1977b)
- divalent Pb (Pb^{2+}) is main toxic form; toxic to aquatic life usually at >0.01 mg/l (Dvorak and Lewis 1978)
- relatively toxic to fish, particularly in soft water; causes sublethal effects at low concentrations
- low solubility of 0.5 mg/l in soft water and only 0.030 mg/l in hard water; water may contain colloidal and suspended Pb (Davies 1976)
- Pb is absorbed by clays, or complexed with dissolved and suspended organic materials, hence accumulates in sediments
- benthic invertebrates are impacted by high concentrations of Pb in sediments (Warnick and Bell 1969)
- methylated by microorganisms in aquatic sediments (Wong et al. 1975)

- Pb toxicity to fish and bioaccumulation decreased (antagonistic) by Ca (Phillips and Russo 1978)
- divalent form (Pb^{2+}) bioaccumulated but not biomagnified in aquatic food chain (BCHPA 1980).

Manganese (Mn)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none; 50 µg/l for domestic water supplies (Sittig 1981)
- natural concentrations in soil, 1000 mg/kg; freshwater, usually <1 mg/l; and sea water, 0.0002 mg/kg (Thurston et al. 1979)
- essential trace element for all organisms
- divalent Mn (Mn^{2+}) oxidizes in surface water to the much less soluble hydrated manganese oxide (MnO_2)
- relatively low toxicity to aquatic life, with slow-acting effects (Thurston et al. 1979)
- toxicity varies widely with water quality, including hardness and pH
- Mn decreases (antagonistic) Ni toxicity to fish (NAS 1973)
- bioaccumulated by aquatic life (NAS 1973, Thompson et al. 1972, Vaughan et al. 1975).

Mercury (Hg)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, 0.016 µg/l (methylmercury) as a 24-hr average, never to exceed 8.8 µg/l (Sittig 1981); very toxic to plants and soil fungi, 0.4 µg/day toxic to people (Bowen 1979)
- ECIWD, 0.0001 mg/l to protect fish consumers, 0.002 mg/l to protect aquatic life (EC 1979)
- mean natural concentration in soil, 0.06 mg/kg; freshwater, 0.0001 mg/kg; and sea water, 0.00003 mg/kg (Bowen 1979)
- methylmercury is highly toxic to aquatic life, about 10X more toxic than inorganic Hg (Peakall and Lovitt 1972); acute and chronic effects (Thurston et al. 1979)
- toxicity affected by chemical form (e.g., methylmercury), temperature, DO concentration, water hardness and other metals (BCHPA 1980)
- inorganic Hg in freshwater rapidly enters the sediments where it is transformed to dimethyl or methyl Hg by microorganisms (Jensen and Jernelov 1969, Wood 1974); release from sediments is slow (Jacobs and Keeny 1974)

- also forms insoluble mercuric sulphids (HgS) in sediments by cation exchange with insoluble sulphidic minerals and reaction with bioproduced H_2S (Reeder et al. 1979b)
- the soluble methylmercury is readily bioaccumulated (Olson et al. 1975) and biomagnified in aquatic food chains; rapid uptake, slow depuration by aquatic life (D'Itri 1972, BCHPA 1980)
- Cu protects against Hg toxicity (Roales and Perlmutter 1974); Se slows uptake (synergism) of Hg by fish (Kim et al. 1977).

Molybdenum (Mo)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none; for human health 70 µg/l suggested (Sittig 1981)
- concentrations in soil, 1-2 mg/kg; freshwater, from 0.3 to 0.13 mg/l (Dvorak et al. 1978), mean concentration, 0.0005 mg/kg; and sea water, 0.01 mg/kg (Bowen 1979)
- essential trace element for all organisms (Bowen 1979); required by blue-green algae to fix nitrogen (Hardy and Burns 1968)
- relatively low toxicity to aquatic life (BCHPA 1980), 0.5-2 mg/l toxic to plants, 5 mg/day toxic to mammals, can cause molybdenosis in cattle
- biologically active but does not bioaccumulate (Vaughan et al. 1975).

Nickel (Ni)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, e[0.76 ln(hardness) + 1.06] as a 24-hr average, never to exceed e[0.76 ln(hardness) + 4.02] (Sittig 1981)
- natural concentrations in soil, 50 mg/kg; freshwater, 0.003 to 0.08 mg/l; in sediments, 1 to 135 mg/l (Leland et al. 1978); and sea water 0.00058 mg/kg (Bowen 1979)
- essential element for some microorganisms and plants, and for all invertebrates (Bowen 1979)
- not soluble in water as a metal, but many inorganic salts are soluble (NAS 1973)
- only moderately toxic to aquatic organisms (Dvorak and Lewis 1978)
- bioaccumulated by algae, but to lesser extent than Fe, Pb and Cu (Stokes et al. 1973)
- accumulates in sediments from industrial activity (BCHPA 1980)
- may exhibit synergism when present with other metallic ions (NAS 1973).

Radium (Ra)

- mean concentration in freshwater, 4×10^{-10} mg/kg (Bowen 1979)
- natural radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$): ^{226}Ra (1,622 yr), ^{228}Ra (6.7 yr) (Bowen 1979)

Selenium (Se)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, 35 µg/l as 24-hr average, never to exceed 260 µg/l recoverable inorganic selenite (Sittig 1981)
- natural concentrations in soil, 0.4 mg/kg; freshwater, 0.001 to 0.40 mg/l; in sediments, 0.1 to 1.0 mg/l (Adams and Johnson 1977, BCHPA 1980); sea water, 0.0002 mg/kg
- essential trace element for some microbes and plants, and to all vertebrates (Bowen 1979); required nutrient for fish (Poston et al. 1976)
- elemental Se is relatively insoluble but is slowly oxidized to SeO_2, which forms soluble selenite salts (Lakin 1973)
- Se content of surface water is higher under alkaline (pH 7.8 - 8.2) than slightly acidic (pH 6.1 - 6.9) conditions (Lakin 1973)
- may oxidize to soluble Se ion at about pH 8.0, but precipitates as basic ferric selenite at pH 6.3 - 6.7 (Lakin 1973, NAS 1973)
- complexes with suspended materials and accumulates in sediments (Dvorak et al. 1978, Thurston et al. 1979)
- acute and chronic toxicity to aquatic organisms; most fish species die in 2 wk when exposed down to 1 mg/l Se (Thurston et al. 1979); 1-2 mg Se(IV) toxic to plants, 5 mg/day toxic to people (Bowen 1979)
- Se is apparently a cumulative poison for fish, causing delayed mortality via physiologic dysfunction (Thurston et al. 1979)
- invertebrates accumulate higher Se levels than fish (Dvorak et al. 1978)
- in field situations, fish do not readily bioaccumulate Se, compared to Cu, Cd, Hg and Zn (Phillips and Russo 1978, Thurston et al. 1979)
- can be methylated in sediments by microbes (Chau et al. 1976)
- reduces effects (antagonistic) of Cd and As in higher invertebrates (Braunstein et al. 1977); may also protect against toxicity of Hg compounds (Koeman et al. 1975, Parizek 1978); enhances toxicity (synergistic) with Hg for carp eggs (Huckabee and Griffith 1974).

Silver (Ag)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, not to exceed e[1.72 ln(hardness) - 6.52] mg/l at any time (Sittig 1981)
- natural concentrations in soil, 0.05 mg/kg; freshwater, 0.0003 mg/kg; sea water, 0.00004 mg/kg (Bowen 1979)
- AFS recommended criteria for freshwater organisms varies with hardness (Thurston et al. 1979):

hardness (mg/l $CaCO_3$)	Ag (mg/l)
0 - 75	0.10
75 - 150	0.10
150 - 300	0.15
300 - 400	0.20
> 400	0.25

- rarely detected in freshwater above 1 mg/l (NAS 1973); mean natural concentration in freshwater 0.0003 mg/l (Bowen 1979); usually 0.5 mg/kg in sediments (Leland et al. 1978)
- most Ag compounds have limited solubility in water (Phillips and Russo 1978)
- one of most toxic metals to fungi, plants and aquatic life, but of little hazard due to low solubility
- does not bioaccumulate in fish, no biomagnification in aquatic food chain, very short biological half life (Hutchinson and Czyrska 1972, Vaughan et al. 1975).

Strontium (Sr)

- mean natural concentrations in soil, 250 mg/kg; freshwater, 0.07 mg/kg; sea water, 7-9 mg/kg (Bowen 1979)
- radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$): ^{89}Sr (51 days), ^{90}Sr (29 yr) f.p. (Bowen 1979)
- scarcely toxic to plants, 8 mg/day toxic to mammals
- bioaccumulated in vertebrate bone, all brown algae (Bowen 1979).

Thallium (Tl)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life: acute, 1,400 µg/l; chronic 40 µg/l (Sittig 1981)
- natural concentrations in soil, 0.2 mg/kg; usually undetected in freshwater; sea water 0.000019 mg/kg

- radioisotope ($t_{\frac{1}{2}}$); ^{208}Tl (3.1 min) (Bowen 1979)
- acute and chronic effects on aquatic organisms (Zitko 1975, Zitko et al. 1975, BCHPA 1980)
- bioaccumulated by fish and aquatic invertebrates (Vaughan et al. 1975)
- information on aquatic effects and fate is limited.

Thorium (Th)

- MPA-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- natural radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$): ^{228}Th (1.9 yr), ^{230}Th (75 kyr), ^{232}Th (13.9 6 yr) (Bowen 1979)
- mean natural concentrations in soil, 9 mg/kg; freshwater, 0.00003 mg/kg; sea water, 0.001 ug/kg (Bowen 1979)
- readily precipitated to sediments and immobilized (Russel and Smith 1966)
- moderately bioaccumulated by fish and freshwater invertebrates (Vaughan et al. 1975)
- apparently not biomagnified in food chain (BCHPA 1980).

Tin (Sn)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none (Sittig 1981)
- mean natural concentration in soil, 4 mg/kg; freshwater, 0.000009 mg/kg; and sea water, 0.004 mg/kg (Bowen 1979); about 0.001 to 0.27 mg/l (Peterson et al. 1976)
- probably essential element for vertebrates (Underwood 1975, Bowen 1979)
- inorganic Sn relatively nontoxic to most organisms, organic Sn highly toxic to mammals (BCHPA 1980)
- inorganic form may be alkylated in aquatic sediment by bacteria (Peterson et al. 1976)
- bioaccumulated by fish and freshwater invertebrates (Vaughan et al. 1975)
- relatively immobile in environment (BCHPA 1980).

Tungsten (W)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none; suggested permissible goal of 14 µg/l based on health effects (Sittig 1981)

- mean natural concentrations in soil, 1-5 mg/kg; freshwater, 0.00003 mg/kg; and sea water 0.0001 mg/kg (Bowen 1979)
- radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$): ^{181}W (30 days), ^{185}W (74 days) ^{187}W (1 day) (Bowen 1979)
- bioaccumulated by fish but not biomagnified in food chain (BCHPA 1980, Vaughan et al. 1975)
- rapidly depurated by fish, biological half-life about 2.75 days (Reed 1969).

Uranium (U)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none; suggested permissible goal of 3 µg/l based on health effects (Sittig 1981)
- natural concentrations in soil, 2 mg/kg; in water are very low (Welford and Baird 1967); mean concentration in freshwater 0.0004 mg/kg (Bowen 1979)
- natural radioisotopes (% natural abundance: $t_{\frac{1}{2}}$): ^{234}U (0.000056:248 kyr), ^{235}U (0.0072:0.71 Gyr), ^{238}U (0.9927:4.5 Gyr) (Bowen 1979)
- bioaccumulated in aquatic organisms through food chain, particularly from water to algae, to fish (Kovalsky et al. 1967, Vaughan et al. 1975)
- moderately toxic to aquatic organisms, environmentally mobile (BCHPA 1980).

Vanadium (V)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, none; suggested permissible limit of 7 µg/l based on health effects (Sittig 1981)
- mean natural concentration in soil, 90 mg/kg; freshwater, 0.0004 mg/kg; and sea water, 0.0025 mg/kg (Bowen 1979)
- natural radioisotopes ($t_{\frac{1}{2}}$): ^{50}V (6×10^{15}) yr (Bowen 1979)
- essential trace element for some ascidians, all vertebrates, and some microbes and seed plants (Bowen 1979)
- generally nontoxic to animals (BCHPA 1980)
- bioaccumulated by certain marine, but not freshwater, invertebrates (Vaughan et al. 1975).

Zinc (Zn)

- MPC-FW(EPA) for aquatic life, 47 µg/l as 24-hr average, never to exceed e[0.83 ln(hardness) + 1.95] µg/l (Sittig 1981)

- AFS recommended criteria for freshwater organisms varies with hardness (Thurston et al. 1979):

hardness (mg/l $CaCO_3$)	Total Zn (mg/l)
0 - 75	0.050
75 - 150	0.050
150 - 300	0.10
300 - 400	0.30
> 400	0.60

- concentrations in soil, 90 mg/kg; natural waters, 0.01 to 1.18 mg/l; in sediments, 10 to 3500 mg/kg (EPA 1976, Leland et al. 1978)
- essential trace element for all organisms
- occurs in freshwater as a labile ionic form (Zn^{2+}) and stable inorganic form ($ZnCO_3$); little association with organic colloids (Florence 1977)
- Zn ions may absorb strongly and permanently in silt, becoming inactivated in aquatic systems (Skidmore 1970)
- toxicity to fish and invertebrates influenced by pH, temperature, and hardness of the water; and by biotic variability (species, age, condition) (Thurston et al. 1979)
- acute and chronic effects to aquatic organisms
- bioaccumulated by freshwater organisms (Uthe and Bligh 1971, Vaughan et al. 1975, Phillips and Russo 1978); depuration slow (Jones 1978)
- toxicity lowered (antagonism) by alkaline earth ions, particularly Ca, thus less toxic in hard water (Lloyd 1961, Sprague and Ramsay 1965)
- may combine with Cu and Ni to be more toxic (synergism) (Brown and Dalton 1970, Eaton 1973a).

REFERENCES

Adams, W. J. and H. E. Johnson. 1977. "Survey of the Selenium Content in the Aquatic Biota of Western Lake Erie." J. Great Lakes Res. 3:10-14.

Adriano, D. C., A. L. Page, A. A. Elseewi, A. C. Chang, and I. Straughan. 1980. "Utilization and Disposal of Fly Ash and Other Coal Residues in Terrestrial Ecosystems: A Review." J. Environ. Qual. 9(3):333-344.

Bowen, H. J. M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, New York. 333 pp.

Braunstein, H. M., E. D. Copenhauer and H. A. Pfuderer (eds.). 1977. Environmental, Health, and Control Aspects of Coal Conversion: An Information Review, Vol. 2. ORNL/EIS-95, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Brown, V. M., and R. A. Dalton. 1970. "The Acute Toxicity to Rainbow Trout of Mixtures of Copper, Phenol, Zinc and Nickel." J. Fish. Biol. 2:211-216.

Brown, V. M., T. L. Shaw and D. G. Shurben. 1974. "Aspects of Water Quality and Toxicity of Copper to Rainbow Trout." Water Res. 8:797-803.

Brungs, W. A. 1967. Distribution of Cobalt^{60}, Zinc^{65}, Strontium^{85} and Cesium^{137} in a Freshwater Pond. Publ. No. 999-RH 24, U.S. Public Health Service, Washington, DC.

Buhler, D. R., R. M. Stokes, and R. S. Caldwell. 1977. "Tissue Accumulation and Enzymatic Effects of Hexavalent Chromium in Rainbow Trout (Salmo gairdneri)." J. Fish. Res. Bd. Canada 34:9-18.

Butler, J. N. 1964. Ionic Equilibrium: A Mathematical Approach. Addison-Wesley, Reading, Massachussettes. 547 pp.

Carpenter, R. 1969. "Factors Controlling the Marine Geochemistry of Fluoride." Geochimica et Cosmochimica Acta 33:1153-1167.

Chau, Y. K., D. T. S. Wong, B. A. Silverberg, P. L. Luxon, and G. A. Bengert. 1976. "Methylation of Selenium in the Aquatic Environment." Science 122:1130-1131.

Committee on Water Quality Criteria (CWQC). 1973. Water Quality Criteria 1972. CWQC, Environmental Studies Board, Natl. Acid Sciences and Natl. Acad, Engineering; Superintendent. of Documents, Washington, DC. 594 pp.

Corner, E. D. S. and B. W. Sparrow. 1956. "The Modes of Action of Toxic Agents. I. Observations on the Poisoning of Certain Crustaceans by Copper and Mercury." J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 35:531.

Davies, D. H. 1976. "The Need to Establish Heavy Metal Standards on the Basis of Dissolved Metals," Chapt. 5. in: Workshop on Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Waters. p. 93-126. Intl. Joint Comm. Great Lakes Res. Advis. Bd., Widsor, Ontario.

D'Itri, F. M. 1972. Mercury in the Aquatic Ecosystem. Tech. Report. No. 23, Institute of Water Research, Michigan State Univ., East Lansing, Michigan.

Drury, J. S., C. R. Shriner, E. B. Lewis, L. E. Towill, and A. S. Hammons. 1978. Reviews of the Environmental Effects of Pollutants: VI. Beryllium. PB 290 966, NTIS, Springfield, Virginia.

Dvorak, A. J., B. G. Lewis, eds. 1978. Impacts of Coal-Fired Power Plants on Fish, Wildlife, and Their Habitats. FWS/OBS-78/29, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Eaton, J. G. 1973. "Chronic Toxicity of Copper, Cadmium and Zinc Mixture to the Flathead Minnow (Pimephales promelas Rafinesque)." Water Res. 7:1723-1736.

Environment Canada (EC). 1979. Guidelines for Surface Water Quality, 4 Vols. Inorganic Chemical Substances. Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada.

Environmental Protection Agency (EPA). 1976. Quality Criteria for Water.

Ferguson, J. F., and J. Gavis. 1972. "A Review of the Arsenic Cycle in Natural Waters." Water Res. 6:1259-1274.

Florence, T. M. 1977. "Trace Metal Species in Fresh Water. Water Res. 11:681-687.

Groth, E. 1975. "An Evaluation of the Potential for Ecological Damage by Chronic Low Level Environmental Pollution by Fluoride." Fluoride 8:224-240.

Huckabee, J. W., and N. A. Griffith. 1974. "Toxicity of Mercury and Selenium to the Eggs of Carp (Cyprinus cerpio). Trans. Amer. Fish. Soc. 103:822-825.

Hutchinson, T. C., and H. Czyrska. 1972. "Cadmium and Zinc Toxicity and Synergism to Floating Aquatic Plants." Water Pollut. Res. Can. 7:59-65.

Jacobs, L. W., and D. R. Keeney. 1974. "Methylmercury Formation in Mercury-treated River Sediments During in Situ Equilibrium. J. Environ. Qual. 3:121-126.

Jensen, S., and A. Jernelov. 1969. "Biological Methylation of Mercury in Aquatic Organisms." Nature 223:753-754.

Jones, H. C. 1978. "Potential Environmental Impact of Trace Element Emissions." In: Trace Contaminants from Coal. S. Torry (ed.). pp. 143-156. Noyes Data Corp., Park Ridge, New Jersey. 293 pp.

Kim, J. H., E. Birks and J. F. Heisinger. 1977. "Protective Action of Selenium Against Mercury in Northern Creek Chubs." Bull. Environ. Contam. Toxical. 17:132-136.

Knoll, J., and P. O. Fromm. 1960. "Accumulation and Elimination of Hexavalent Chromium in Rainbow Trout." Physiol. Zool. 33:1-8.

Koeman, J. H., W. S. M. Van de Van, J. J. M. de Goeij, P. S. Tljoe and J. L. Van Haaften. 1975. "Mercury and Selenium in Marine Mammals." Sci. Total Environ. 3:279-287.

Kovalsky, U. V., I. E. Vorotnitskaya and U. S. Lekarev. 1967. "Biochemical Food Chains of Uranium in Aquatic and Terraneous Organisms." In: 1966 Proc. Intl. Symp. Radioecol. Concent, pp. 329-332. Stockholm, Sweden.

Kumada, H. S., M. Yokote and Y. Matida. 1973. "Acute and Chronic Toxicity, Uptake and Retention of Cadmium for Freshwater Organisms." Bull. Freshwater Fish. Res. Lab. Tokyo 22:157-165.

Kunze, J., H. Buhringer and U. Harms. 1978. "Accumulation of Cobalt During Embryonic Development of Rainbow Trout (Salmo gairdneri Rich.)." Aquaculture 13:61-66.

Lakin, H. W. 1973. "Selenium in Our Environment." In: Trace Elements in the Environment. ed. E.L. Kothny, pp. 96-111. Adv. Chem. Series 123. American Chemical Society, Washington, DC.

Lambow, V., and B. Lim. 1970. Hazards of Arsenic in the Environment, with Particular Reference to the Aquatic Environment. Tech. Support Divis. Rept., Office of Operations, Federal Water Quality Administration, Washington, DC.

Leland, L. U., S. M. Luoma and J. F. Elder. 1978. "Heavy Metals and Related Trace Elements." J. Water Pollut. Control Fed. 50:1469-1514.

MacInnes, J. R., and F. P. Thurberg. 1973. "Effects of Metals on the Behavior and Oxygen Consumption of the Muel Snail." Mar. Pollut. Bull. 4:185-186.

Merlini, M., and G. Pozzi. 1977a. "Lead and Freshwater Fish: Part 1. Lead Accumulation and Water pH." Environ. Pollut. 12:167.

Merlini, M., and G. Pozzi. 1977b. "Lead and Freshwater Fishes: Part 2 -- Ionic Lead Accumulation." Environ. Pollut. 13:119.

National Academy of Sciences (NAS). 1973. Water Quality Criteria 1972. Ecological Research Series EPA-R3-73-033, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 594 pp.

Olson, G. F., D. I. Mount, V. M. Snarski and T. W. Thorslund. 1975. "Mercury Residues in Fathead Minnows (Pimephales promelas Rafinesque) Chronically Exposed to Methylmercury in Water." Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14:129-135.

Parizek, J. 1978. "Interactions Between Selenium Compounds amd Those of Mercury or Cadmium." Environ. Health Perspect. 25:53-55.

Peakall, D. B., and R. J. Lovitt. 1972. "Mercury: Its Occurrence and Effects in the Ecosystem." Bioscience 22(1):20-25.

Penrose, W. R., H. B. S. Conacher, R. Black, J. C. Meranger, W. Miles, H. M. Cunningham and W. R. Squires. 1977. "Implications of Inorganic/Organic Interconversion on Fluxes of Arsenic in Marine Food Webs." Environ. Health Perspect. 19:53-59.

Peoples, S. A. 1975. "Review of Arsenical Pesticides." In: Arsenical Pesticides. ed. E.A. Woolson, pp. 1-12, ACS Symposium Series 7, American Chemical Society, Washington, DC.

Peterson, P. J., M. A. S. Bruton, M. Gregson, et al. 1976. "Tin in Plants and Surface Water in Malaysian Ecosystem." Trace Subst. in. Environ. Health 10:123-132.

Phillips, G. R., and R. C. Russo. 1978. Metal Bioaccumulation in Fishes and Aquatic Invertebrates: A Literature Review. Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State Univ., Bozeman, Montana. pp.

Piper, R. G., I. B. McElwain, L. E. Orme, et al. 1982. Fish Hatchery Management. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. 517 pp.

Poston, H. A., G. G. Combs, Jr., and L. Leiboritz. 1976. "Vitamin E and Selenium Interrelations in the Diet of Atlantic Salmon (Salmo salor). Gross Histological and Biochemical Deficiency Signs." J. Nutr. 106:892-904.

Reed, J. P. 1969. "Uptake and Elimination of Radio Tungsten in Black Bullheads." In: Mineral Cycling in Southeastern Ecosystem, ed. F.G. Howell and M.H. Smith, pp. 435-444. U.S. Energy Research and Development Administration, Washington, DC.

Reeder, S. W., A. Demayo and M. C. Taylor. 1979a. Guidelines for Surface Water Quality, Vol. 1, Inorganic Chemical Substances, Cadmium. Environment Canada, Inland Waters Dierctorate, Ottawa. 19 p.

Reeder, S. W., A. Demayo and M. C. Taylor. 1979b. Guidelines for Surface Water Quality Vol. 1, Inorganic Chemical Substances,Mercury. Environment Canada, Inland Water Directorate, Ottawa, Canada.

Roales, R. R. and A. Perlmutter. 1974. "Toxicity of Methylmercury and Copper, Applied Singly and Jointly, to the Blue Gourami Trichogaster trichopterus." Bull Environ. Contam. Toxicol. 12:633-639.

Russell, R. S., and K. A. Smith. 1966. "Naturally Occurring Radioactive Substances, the Uranium and Thorium Series." In: Radioactivity and Human Diet. pp. 367-379. Pergamon Press, New York.

Schneider, R. F. 1971. The Impact of Various Metals on the Aquatic Environment. PB 214 562, NITS, Springfield, Virginia. 22 pp.

Schroeder, D. C., and G. F. Lee. 1975. "Potential Transformations of Chromium in Natural Waters." Water, Air, Soil Pollut. 4:355-365.

Sittig, M. 1981. Handbook of Toxic and Hazardous Chemicals. Noyes Publications, Park Ridge, New Jersey. 729 pp.

Skidmore, J. F. 1964. "Toxicity of Zinc Compounds to Aquatic Animals with Special Reference to Fish." Quant. Rev. Biol. 39:227-248.

Slonim, A. R. 1971. Behavior of Beryllium Sulfate in Hard and Soft Water. Tech. Rept. No. AMRL-TR-71-100, Aerospace Med. Res. Lab., Wright-Patterson AFB, Ohio. 22 pp.

Slonim, C. B., and A. R. Slonim. 1973. "Effects of Water Hardness on the Tolerance of the Guppy to Beryllium Sulfate." Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10:295-299.

Slonim, A. R., and F. C. Damm. 1972. Beryllium Uptake by the Common Guppy Using Radioisotope ^{7}Be. II. Beryllium Concentration in Fish. Tech. Rept. No. AMRL-TR-70-95, Aerospace Med. Res. Lab., Wright-Patterson AFB, Ohio. 24 pp.

Sorenson, E. M. B. 1976. "Toxicity and Accumulation of Arsenic in Green Sunfish, Lepomis cyanellus, Exposed to Arsenate in Water." Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:756-761.

Sprague, J. B., and B. A. Ramsay. 1965. Lethal Levels of Mixed Copper-Zinc Solutions for Juvenile Salmon." J. Fish. Res. Bd. Canada 22:425-432.

Stokes, P. M., T. C. Hutchinson and K. Krauter. 1973. "Heavy Metal Tolerance in Algae Isolated from Contaminated Lakes Near Sudbury, Ontario." Can. J. Bot. 57:2155-2168.

Taylor, M. C., S. W. Reeder and A. Demayo. 1979. Guidelines for Surface Water Quality, Vol. 1, Inorganic Chemical Substances, Chromium. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Ottawa, Canada. 9 pp.

Thompson, S. E., C. A. Burton, D. J. Quinn and U. C. Ng. 1972. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. UCRL-50564. Biomedical Division, Univ. California, Livermore, California.

Thompson, J. A. J., J. C. Davis, and R. E. Drew. 1976. "Toxicity, Uptake and Survey Studies of Boron in the Marine Environment." Water Res. 10:869-875.

Thurston, R. V., R. C. Russo, C. M. Fetterolf, Jr., T. A. Edsall and Y. M. Barber, Jr. (eds.). 1979. A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. Water Quality Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 313 pp.

Uthe, J. F., and E. G. Bligh. 1971. "Preliminary Survey of Heavy Metal Contamination of Canadian Freshwater Fish." J. Fish. Res. Bd. Canada 28:786-788.

Vaughan, B. E., K. H. Abel, D. A. Cataldo, J. M. Hales, C. E. Hune, L. A. Rancitelli, R. C. Routson, R. E. Wildung and E. G. Wolf. 1975. Review of Potential Impact on Health and Environmental Quality from Metals Entering the Environment as a Result of Coal Utilization. Battelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA. 75 pp.

Warnick, S. L,. and H. L. Bell. 1969. "The Acute Toxicity of Some Heavy Metals to Different Species of Aquatic Insects." J. Water Pollut. Control Fed. 41:280-284.

Willson, R. B. 1973. Water Quality Investigations of the Iron River in the Vicinity of Stambough, Iron County, Michigan, September 11-12, 1973. Michigan Dept. of Natural Resources. 16 pp.

Wong, P. T. S., Y. K. Chan and P. L. Luxon. 1975. "Methylation of Lead in the Environment." Nature 253:263-264.

Wood, J. M. 1974. "Biological Cycles for Toxic Elements in the Environment. Science 183:1049-1052.

Wright, D. A. 1977. "Toxicity of Fluoride to Brown Trout Fry (Salmo Trutta)." Environ. Pollut. 12:57-62.

Zitko, V. 1975. "Toxicity and Pollution Potential of Thallium." Sci. Total Environ. 4:185-192.

Zitko, V., W. V. Carson and W. G. Carson. 1975. "Thallium: Occurrence in The Environment and Toxicity to Fish." Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13:23-30.